



ALISSON BORGES MIRANDA SANTOS

**AVALIAÇÃO DE VARIAÇÕES AMBIENTAIS
NA EXPRESSÃO DE UM MOSAICO
FLORESTAL**

**LAVRAS – MG
2017**

ALISSON BORGES MIRANDA SANTOS

**AVALIAÇÃO DE VARIAÇÕES AMBIENTAIS NA EXPRESSÃO DE UM
MOSAICO FLORESTAL**

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

Orientador
Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho

Coorientador
Dr. Jean Daniel Morel

**LAVRAS – MG
2017**

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

Santos, Alisson Borges Miranda.

Avaliação de variações ambientais na expressão de um mosaico
florestal / Alisson Borges Miranda Santos. - 2017.

77 p.

Orientador(a): Warley Augusto Caldas Carvalho.

Coorientador(a): Jean Daniel Morel.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de
Lavras, 2017.

Bibliografia.

1. Dinâmica florestal. 2. Fatores edáficos. 3. Mudanças
climáticas. I. Carvalho, Warley Augusto Caldas. II. Morel, Jean
Daniel. III. Título.

ALISSON BORGES MIRANDA SANTOS

**AVALIAÇÃO DE VARIAÇÕES AMBIENTAIS NA EXPRESSÃO DE UM
MOSAICO FLORESTAL**

**EVALUATION OF ENVIRONMENTAL VARIATIONS IN THE
EXPRESSION OF A FOREST MOSAIC**

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

APROVADA em 23 de fevereiro de 2017

Dr. Jean Daniel Morel UFLA
Dr. Rubens Manoel dos Santos UFLA
Dr. Paulo Osvaldo Garcia IFSuldeMinas

Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho
Orientador

Dr. Jean Daniel Morel
Corientador

**LAVRAS – MG
2017**

Deus
Á Família,
Aos Amigos.
DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela vida, pelas grandes oportunidades que tenho tido e pela força que venho recebendo ao longo da vida.

Aos meus pais (Luciola e Francisco), pelos ensinamentos, criação, carinho e educação que me deram.

Às minhas irmãs (Franciele e Luciele), que sempre me ajudaram e me fizeram acreditar no mundo e em mim mesmo.

À minha família: Luis Felipe e João Arthur (sobrinhos); Vitória e Yasmini (primas); Mary, Assis, Marcelo e Preta (tios); por sempre me apoiarem nas minhas escolhas. Obrigado por toda a torcida e pela dedicação.

Ao Warley Augusto Caldas Carvalho pela orientação, idas a campo e paciência.

Ao Jean Daniel Morel pela orientação, confiança, pela boa vontade em sempre ajudar e, sobretudo, pela amizade.

Ao Rubens Manoel dos Santos pelas ideias, discussões científicas, ensinamentos, apoio ao trabalho e amizade.

Ao Luis Henrique pelos conselhos, apoio ao trabalho, participações nas bancas e amizade.

À Dôra, por tantos anos de orientação, amizade, ensinamentos, pela boa vontade em sempre ajudar e apoio ao trabalho.

Aos membros das bancas, pelas sugestões e acréscimo ao trabalho.

Ao Departamento de Ciências Florestais e ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal de Lavras pela oportunidade.

Aos amigos da UFMG e, hoje, também de UFLA (Márcia, Andressa, Matheus, Thawane, Ximena, Gabriela, Fernanda e Brennon), pela amizade desde o tempo de graduação.

Aos amigos de Laboratório, em especial, à Dôra, Mariana, Flávia, Poly, Tainá, Kaline, Éder, Nathalle, Wilder e Cléber por toda amizade, discussões científicas.

Aos alunos de graduação, em especial, Daniela, Lizandra e Fabryelli pela amizade e idas a campo.

E a todos os outros amigos que esse tempo em Lavras me proporcionou (Camila Bittercourt, Carol, Kmilla, Rayssa, Luciana e todos os demais).

Aos funcionários do DCF, em especial, à Chica, Juliano e Cleonice pelo carinho e disponibilidade em ajudar.

À CAPES e ao CNPq, pelo financiamento ao trabalho.

*“Entenderemos a natureza de
comunidades naturais quando soubermos
como recriar aquilo que, inadvertidamente,
muitas vezes, temos desmontado”
(BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007).*

RESUMO

O presente estudo objetivou analisar as alterações temporais na estrutura de uma Floresta Estacional Semidecidual e as suas relações com diferentes tipos de solos e com as variações na precipitação, durante 15 anos de monitoramento (2000-2015). O estudo foi realizado, em 25 parcelas de 20 x 20 m, alocadas no período entre 1999 e 2000, quando foram mensuradas as árvores com $CAP \geq 15,7$ cm. Em 2005, 2009 e 2015, essas parcelas foram reinventariadas com os indivíduos sobreviventes, sendo remensurados os mortos contabilizados e os recrutas incorporados. As alterações temporais da comunidade arbórea foram avaliadas, a partir da abundância de indivíduos e da área basal, obtidas nos levantamentos da comunidade arbórea, as quais foram utilizadas para a obtenção das taxas de dinâmica. As taxas de dinâmica foram calculadas para a área total e para cada classe de solo. A comunidade arbórea apresentou um comportamento ecológico caracterizado por uma tendência de aumento da área basal e redução da densidade de indivíduos. O padrão observado na comunidade é resultado da combinação das taxas de mortalidade superiores às de recrutamento e das taxas de ganho superiores às de perdas. Este desbalanço entre as taxas de dinâmica indica que as alterações, na estrutura da floresta, podem, em função dos ciclos rítmicos das florestas, terem sido influenciadas pelo estágio avançado de sucessão da floresta, pelas variações climáticas e por eventos naturais. O comportamento temporal semelhante à comunidade arbórea, presente nas classes de solos, resultou em poucas diferenças nos parâmetros estruturais e de dinâmica entre os ambientes. Com este resultado demonstrou-se que a variabilidade edáfica do fragmento pode não ser pronunciada o suficiente para expressar variações na dinâmica da floresta. No entanto as alterações demográficas e estruturais não aconteceram da mesma forma em todas as classes diamétricas. A abundância foi mais elevada entre os pequenos indivíduos, contribuindo para uma mortalidade desproporcional entre as classes de diâmetro, enquanto o crescimento foi mais acelerado entre as grandes árvores, resultando em um aumento do acúmulo de área basal nas maiores classes de diâmetro. Estas alterações sugerem um avanço, no processo de amadurecimento da floresta, ao longo do período de monitoramento, influenciado pelas variações climáticas e pela competição entre os indivíduos.

Palavras-chave: Dinâmica florestal. Fatores edáficos. Pesquisas ecológicas de longa duração. Floresta estacional semidecidual. Mudanças climáticas.

ABSTRACT

The present study aimed to analyze the temporal changes in the structure of a semideciduous seasonal forest and its relationships with different types of soils and with variations in precipitation during 15 years of monitoring (2000-2015). The study was carried out in 25 plots of 20 x 20 m, allocated in the period between 1999 and 2000, when were measured the trees with $CAP \geq 15.7$ cm. In 2005, 2009 and 2015, these plots were reinventoried with the surviving individuals, being remeasured the deaths recorded and recruits incorporated. Temporal alterations of the tree community were evaluated, from the abundance of individuals and the basal area, obtained in the surveys of the tree community, which were used to obtaining the dynamics rates. Dynamic rates were calculated for the total area and for each soil class. The tree community showed an ecological behavior characterized by a tendency to increase the basal area and reduction the density of individuals. The pattern observed in the community is a result of the combination of mortality rates higher than those of recruitment and of rates of gain higher than losses. This imbalance between dynamics rates indicates that changes in forest structure may, in function of the rhythmic cycles of forests, have been influenced by the advanced stage of forest succession, by climatic variations and by natural events. The temporal behavior similar to the tree community, present in the soil classes, resulted in few differences in the structural and dynamic parameters between the environments. With this result it was demonstrated that the edaphic variability of the fragment may not be pronounced enough to express variations in forest dynamics. However the demographic and structural changes did not occur in the same way in all diametric classes. The abundance was higher among the small individuals, contributing to a disproportional mortality among the diameter classes, whereas the growth was more accelerated among the large trees, resulting in an increase of the basal area accumulation in the larger diameter classes. These changes suggest an advance in the forest maturation process over the monitoring period, influenced by climatic variations and by competition among individuals.

Keywords: Forest dynamics. Edaphic factors. Long-term ecological surveys. Semideciduous seasonal Forest. Climate changes.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	REFERENCIAL TEÓRICO	14
2.1	Estudos de longa duração	14
2.2	Dinâmica de Florestas Tropicais	16
2.3	Influência dos solos na vegetação	18
2.4	Respostas das florestas tropicais aos eventos de seca	19
3	MATERIAL E MÉTODOS	22
3.1	Área de estudo	22
3.2	Caracterização edáfica do fragmento	23
3.3	Caracterização da variabilidade anual das chuvas na região de Lavras – MG.....	25
3.4	Monitoramento da comunidade arbórea	26
3.5	Dinâmica da comunidade arbórea	27
3.6	Dinâmica da comunidade arbórea por classes diamétricas	29
3.7	Análises estatísticas	30
4	RESULTADOS	33
4.1	Caracterização da variabilidade anual das chuvas na região de Lavras – MG	33
4.2	Transformações demográficas e estruturais ao longo do tempo na amostra total e nas classes de solos	35
4.3	Transformações demográficas e estruturais da comunidade arbórea entre as classes de solos	41
4.4	Dinâmica dos indivíduos arbóreos por classes diamétricas	42
5	DISCUSSÃO	47
5.1	Caracterização da variabilidade anual das chuvas na região de Lavras – MG	47
5.2	Transformações demográficas e estruturais ao longo do tempo na amostra total e nas classes de solos	49
5.3	Transformações demográficas e estruturais da comunidade arbórea entre as classes de solos	54
5.4	Dinâmica dos indivíduos arbóreos por classes diamétricas	58
6	CONCLUSÃO	63
	REFERÊNCIAS	64

1 INTRODUÇÃO

O reconhecimento de padrões na estrutura e no comportamento de comunidades arbóreas consiste em um dos principais objetivos dos estudos em ecologia (BEGON; TOWNSEND; HARPER, et al., 2007). Estudos sobre a dinâmica florestal, a partir das taxas de mortalidade, recrutamento e crescimento representam uma importante ferramenta nesse sentido. Esses estudos permitem detectar os padrões referentes às mudanças florísticas e estruturais e inferir sobre as tendências futuras no funcionamento das florestas (HUBBELL; FOSTER, 1992; VANCLAY, 1994).

No entanto a dinâmica florestal não é homogênea, no espaço e no tempo, sendo relacionada com as mudanças no ambiente físico e as suas associações com os fatores bióticos (LUIZÃO et al., 2013). Nas florestas semidecíduas, a variação espacial e temporal da dinâmica tem sido associada ao histórico de perturbação dos fragmentos e à heterogeneidade ambiental provocada pela disponibilidade de água, topografia, tipos de solos e estágios sucessionais (OLIVEIRA-FILHO et al., 1997; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; MEYER et al., 2015; ROCHA et al., 2005; TERRA et al., 2015). Esses fatores têm resultado em uma dinâmica caracterizada por um padrão marcado pelo desbalanceamento entre as suas taxas (SILVA; ARAÚJO, 2009).

Dentre os fatores citados acima, o solo consiste em um dos principais determinantes da vegetação em escalas locais e regionais. Nessas escalas, as características específicas de cada habitat assumem especial importância no condicionamento da vegetação. Com isso, as variações nas características do solo, como textura, umidade e níveis de concentração de nutrientes, afetam a diversidade, a estrutura e o crescimento das espécies arbóreas nas florestas tropicais e, conseqüentemente, a sua dinâmica (MARTINS et al., 2015; PENACLOS et al., 2012).

Os ambientes em solos com maior disponibilidade de recursos, como água e nutrientes, apresentam uma composição de espécies com taxas de crescimento mais rápidas, porém com altas taxas de mortalidade. Essas características evidenciam uma divergência evolutiva entre a capacidade de uma espécie em crescer rapidamente e manter uma taxa de mortalidade baixa nesses ambientes (RUSSO et al., 2008). Além do crescimento, o recrutamento de indivíduos, também, apresenta uma relação positiva com a disponibilidade de água e nutrientes no solo (MARTINS et al., 2015; PONTARA et al., 2016; PRADO-JUNIOR et al., 2016; QUESADA et al., 2012).

No entanto a disponibilidade de recursos do solo pode ser influenciada pelo clima nas escalas locais (RICKLEFS, 2010). Neste caso, a umidade do solo seria o principal recurso afetado, em virtude da variação na precipitação, associada às características do solo em influenciar a disponibilidade de água, principalmente, durante a estação seca (ENGELBRECHT et al., 2007). A redução da umidade do solo, causada pelos eventos de secas, tem sido associada a altas taxas de mortalidade e à rotatividade de árvores e a uma redução do recrutamento e crescimento dos indivíduos em florestas tropicais (ADAMS et al., 2009; ALLEN et al., 2010; QUESADA et al., 2012; WILLIAMSON et al., 2000).

Os fatores ambientais, também, podem provocar uma dinâmica diferenciada entre as classes de tamanho dos indivíduos, os quais, de pequeno porte, apresentam taxas de mortalidade mais elevadas pelo fato de sofrerem uma competição mais intensa por recursos, principalmente, luz, necessários ao seu desenvolvimento e por serem mais susceptíveis aos danos causados pelos distúrbios (AUBRY-KIENTZ et al., 2015; BRAGA; REZENDE, 2007; WITTMANN et al., 2010). Além disso, a condição de suprimida no sub-bosque da floresta que os indivíduos de menor porte possuem resulta em menores taxas de crescimento (STEPHENSON et al. 2011). Nas grandes árvores, a menor

competição por recursos favorece o crescimento desses indivíduos (CUBAS; WATZLAWICK; FIGUEIREDO-FILHO, et al., 2016; FELFILI, 1995a; SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987), além de reduzir a probabilidade de mortes.

Neste sentido, o presente estudo tem como objetivo analisar o comportamento dinâmico de uma Floresta Estacional Semidecidual e as suas relações com diferentes tipos de solos e com as variações na precipitação, durante 15 anos de monitoramento. Para isso, foram formuladas as seguintes hipóteses: (i) A comunidade arbórea apresenta um padrão caracterizado por desbalanço entre as taxas de dinâmica; (ii) As taxas de dinâmicas da comunidade arbórea apresentaram variações que refletem as diferentes classes de solos; (iii) O comportamento dinâmico da comunidade arbórea apresenta variações entre as classes de tamanho.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Estudos de longa duração

Estudos referentes às mudanças espaciais e temporais, em florestas tropicais, são necessários para se compreender a dinâmica natural destas florestas. A forma mais utilizada para se obter essa informação é por meio do monitoramento das florestas naturais por longos períodos de tempo (KORNING; BALSLEV, 1994). Neste sentido, os estudos de longa duração têm um papel fundamental e estratégico no acúmulo de conhecimento científico acerca do funcionamento dos ecossistemas neotropicais (LUIZÃO et al., 2013; TUNDISI, 2013). Isso ocorre em razão de estes estudos possibilitarem a compreensão das mudanças ocorridas, ao longo do tempo, na estrutura e composição da floresta, em respostas aos distúrbios, naturais e antropogênicos, e às características do ambiente, como a topografia e tipos de solos (LUIZÃO et al., 2013; PRETZSCH, 2009; TUNDISI, 2013).

Os estudos de longa duração são realizados de forma regular e sistemática, durante períodos consideráveis de observações, em sítios escolhidos para se obterem informações referentes aos processos e fenômenos cujas respostas somente são percebidas e, eventualmente entendidas, após longos períodos de medições (BARBOSA., 2013; LINDENMAYER et al., 2012). Com essa finalidade, diversos países possuem sítios, para realização de pesquisas ecológicas de longa duração, denominados de PELD's (MAGNUSSON et al., 2013). Dentre eles, destacam-se a Estação Biológica La Selva, na Costa Rica e a Ilha de Barro Colorado (BCI), no Panamá, nos quais de 1954 a 1980, respectivamente, são realizados diversos estudos com a finalidade de investigar a dinâmica florestal, a biodiversidade, a ciclagem de nutrientes, o sequestro de

carbono e a restauração com espécies nativas (CTFS, 2015; ORGANIZATION FOR TROPICAL STUDIES, 2015; THREE PATHS, 2015).

No Brasil, existem 30 sítios de estudos de longa duração ligados ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq. Além destes, instituições acadêmicas e governamentais mantêm sítios independentes para realização de pesquisas de longa duração (MAGNUSSON et al., 2013). Dentre essas instituições, o Departamento de Ciências Florestais - DCF, da Universidade Federal de Lavras - UFLA, realiza monitoramentos periódicos desde a década de 80, em mais de 60 fragmentos florestais, distribuídos nos domínios Atlântico, Cerrado e da Caatinga. Esses monitoramentos têm a finalidade de ampliar o conhecimento sobre a flora e a estrutura dos remanescentes florestais dos diversos biomas e suas interações com variáveis do ambiente físico, ao longo do tempo e do espaço, além da resposta do ambiente natural às ações do homem como a perda de habitat e fragmentação (GARCIA et al., 2015; GONZAGA et al., 2008).

Na busca por agregar os esforços e os bancos de dados, para responder às perguntas em escalas globais, redes de colaboração entre pesquisadores de diferentes locais têm sido desenvolvidas nas últimas décadas (PHILLIPS et al., 2004). Dentre as redes que surgiram, destaca-se a *Amazon Forest Inventory Network* (RAINFOR), que foi criada em 2000 e da qual o Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Lavras faz parte. Essa rede tem a finalidade de reunir pesquisadores que mantêm amostragens permanentes, em parcelas de inventários florestais, a fim de documentar e entender os padrões e mudanças nas florestas maduras em escalas espaciais e temporais, a partir de protocolos padronizados (MALHI et al., 2002; RAINFOR, 2015).

2.2 Dinâmica de Florestas Tropicais

Os estudos de dinâmica em florestas tropicais buscam compreender as mudanças na estrutura e composição florística, ao longo do tempo (PRETZSCH, 2009), com base no cálculo de taxas como a de recrutamento, mortalidade, rotatividade e incremento diamétrico, obtidas pelos dados provenientes de censos em parcelas permanentes (CARVALHO, 1997; LEWIS et al., 2004; SHEIL; MAY, 1996). Nas florestas naturais, essas taxas podem ser influenciadas por diversos fatores, como o clima, solo, estágios sucessionais e perturbações localizadas (LIMA et al., 2003; RICKLEFS, 2010).

Dentre esses fatores, as mudanças climáticas têm sido descritas como um dos principais determinantes do funcionamento das florestas tropicais atualmente (LEWIS et al., 2009; TOLEDO, M. et al., 2011; TOLEDO, M. et al., 2012). Nas florestas tropicais úmidas, o aumento do estresse provocado pela seca (com a diminuição da precipitação e/ou aumento da temperatura), vem causando o aumento da mortalidade e a redução do crescimento e recrutamento de espécies arbóreas, interferindo na velocidade de modificações estruturais na comunidade (PHILLIPS et al., 2010; QUESADA et al., 2012). Em estudos em outros ecossistemas mundiais, também, tem-se observado relação entre o aumento das taxas de mortalidade e a redução do crescimento com a intensificação do período de seca (ADAMS et al., 2009; ALLEN et al., 2010; ROITMAN et al., 2016; WILLIAMSON et al., 2000).

As variações nas características do solo desempenham um papel importante na dinâmica das florestas tropicais. O crescimento de árvores tropicais é fortemente afetado pela textura, umidade e os níveis de concentração de nutrientes nos solos (MARTINS et al., 2015). As taxas de crescimento e mortalidades são comumente mais altas, em ambientes com maior disponibilidade de recursos, enquanto o crescimento lento e uma menor

mortalidade são observados em solos de baixa fertilidade e umidade (MISSIO et al., 2016; RUSSO et al., 2008).

Os distúrbios naturais e antrópicos são descritos por Swanson et al. (2011) como os principais fatores que impulsionam as alterações nas florestas, pois podem provocar um mosaico de manchas em diferentes vias de sucessão florestal. Além disso, a intensidade desses distúrbios determinam as condições iniciais para a dinâmica sucessional e desenvolvimento estrutural dessas florestas (JENTSCH; BEIERKUHNLEIN; WHITE, 2002; SWANSON et al., 2011).

A ocorrência de distúrbios causadores de grandes impactos provoca redução da área basal e uma elevada mortalidade, recrutamento e densidade de indivíduos (LIEBERMAN et al., 1985). Nas florestas em recuperação pós-distúrbio e em estágio avançado de sucessão, é esperada a redução da densidade de indivíduos e a manutenção ou aumento da área basal, além de uma elevada mortalidade e um baixo recrutamento nas classes de menores diâmetros (FASHING et al., 2004; HIGUCHI et al., 2008; PHILLIPS et al., 2002). Nas florestas tropicais maduras e não perturbadas, espera-se um equilíbrio entre as taxas de mortalidade e recrutamento e de perda e ganho em biomassa, com as taxas de mortalidade ocorrendo independentes das classes de diâmetro (LIEBERMAN et al., 1985; SWAINE et al., 1990; SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987).

Em nível mundial, a dinâmica das florestas tropicais tem sido caracterizada, nas últimas décadas, por um aumento significativo na densidade de indivíduos e no acúmulo de biomassa, bem como taxas aceleradas de crescimento, recrutamento e mortalidade impulsionada pelo aumento das concentrações de dióxido de carbono na atmosfera (LEWIS et al., 2009). Em florestas semidecíduas, tem sido evidenciada uma tendência de redução da densidade de indivíduos e aumento e/ou estabilidade da área basal (SILVA;

ARAÚJO, 2009), com as taxas de mortalidade de indivíduos e ganho em área basal superiores às de recrutamento e perda (GARCIA et al., 2015).

2.3 Influência dos solos na vegetação

Os solos apresentam um papel importante, na determinação da formação vegetal, sendo um dos principais fatores que influenciam a distribuição da vegetação em pequenas escalas (EBRAHIMI; MASOODIPOUR; RIGI, 2015; PAN et al., 2013). Essa influência dos solos na vegetação faz com que áreas distantes, mas com o mesmo tipo de solo, possuam maior similaridade florística que locais próximos, mas com solos diferentes, demonstrando que as espécies vegetais apresentam adaptação a alguma característica edáfica (BOHLMAN et al., 2008; KOTCHETKOFF-HENRIQUES; JOLY; BERNACCI, 2005; PALOW; NOLTING; KITAJIMA, 2012).

A distribuição das espécies vegetais apresenta uma forte relação com a fertilidade dos solos (CLARK, 2002; MORENO; SCHIAVINI; HARIDASAN, 2008; TERRA et al., 2015). Nos ambientes com maior disponibilidade de recursos, como os solos ricos em nutrientes, irão predominar espécies com características aquisitivas, tais como crescimento rápido, baixa densidade da madeira, elevada área foliar específica, alta taxa fotossintética e ciclo de vida curto. Nos ambientes com poucos recursos, porém as características funcionais conservadoras (crescimento lento e alta densidade da madeira) serão mais frequentes (MISSIO et al., 2016; WRIGHT et al., 2005).

Além disso, maiores riquezas e concentrações de espécies raras são relacionadas aos ambientes com solos mais férteis, os quais associados a outras características como maior teor de argila e capacidade de armazenamento de água contribuem para esses índices elevados (LAURANCE et al., 2010). A textura do solo, também, possui uma grande influência na vegetação, sendo um

fator importante na determinação do crescimento e na sobrevivência das plantas por influenciar nas relações hídricas e nutricionais da planta (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009).

A influência dos solos, na estrutura da vegetação, é documentada por diversos autores (BOHLMAN et al., 2008; BOTREL et al., 2002; PEÑA-CLAROS et al., 2012). Quesada et al. (2012), por exemplo, encontraram fortes evidências de que as propriedades físicas e químicas do solo seriam os principais fatores que provocariam as variações na estrutura e dinâmica da floresta em toda a Bacia Amazônica. A baixa disponibilidade de recursos nos solos é um dos fatores que afetam o crescimento das árvores, resultando em comunidades com alta densidade de árvores de pequeno porte (LAURANCE et al., 2010).

O tipo de solo pode determinar, ainda, a trajetória e a velocidade do processo de sucessão florestal, com as variações nos atributos do solo afetando a estrutura, diversidade e composição da floresta ao longo do processo de sucessão (MARTINS et al., 2015). Gourlet-Fleury et al. (2011) destacam que esse processo pode ser mais lento, em florestas sob solos pobres em recursos, porque nesses solos predominam espécies de crescimento lento com estratégias de vida conservadora. Considerando a dinâmica florestal, solos mais férteis são associados a elevadas taxas de recrutamento e mortalidade e rápidas taxas de rotatividade e crescimento das árvores. Isso ocorre pela maior disponibilidade de recursos e a intensificação da competição, enquanto solos pobres em nutrientes são relacionados a modificações mais lentas nessas comunidades arbóreas (PHILLIPS et al., 2004; RUSSO et al., 2008).

2.4 Respostas das florestas tropicais aos eventos de seca

Os eventos climáticos extremos, como o aumento da temperatura média e a ocorrência de secas prolongadas, podem afetar de forma irregular e

imprevisível o comportamento dinâmico das florestas tropicais (LLOYD; GRAUMLICH. 1997; MARENGO et al. 2008). Essas mudanças climáticas atuais têm provocado uma reorganização maciça da estrutura e dinâmica das florestas tropicais (LEWIS et al., 2009; WRIGHT et al., 2005). Isso ocorre pelo fato de as mudanças nos padrões de precipitação terem consequências diretas, em uma variedade de espécies, o que resulta em alterações na composição florística e no funcionamento das florestas tropicais (ENGELBRECHT et al., 2007). Com isso, a ocorrência desses eventos tem sido associada a altas taxas de mortalidade e rotatividade de árvores e à redução do recrutamento, crescimento e acúmulo de biomassa nas florestas tropicais (ADAMS et al., 2009; ALLEN et al., 2010; QUESADA et al., 2012; WILLIAMSON et al., 2000).

Além da falta de água no solo, as temperaturas elevadas que acompanham a seca, também, possuem grandes consequências para o funcionamento das plantas, pelo fato de afetar a fotossíntese e a respiração, bem como a regulação dos estômatos. Isso pode levar a uma limitação na assimilação de carbono, conduzindo à morte as espécies lenhosas durante a seca (SANTIAGO et al., 2016).

Com base nas respostas das espécies ao estresse hídrico, provocado pelas secas, elas podem ser agrupadas em três grupos distintos: (i) espécies que reduzem o crescimento, a fim de resistir à seca e manter uma probabilidade de morte perto da normal; (ii) espécies que não apresentam redução significativa do crescimento, mas o estresse hídrico conduz a um aumento significativo nas taxas de mortalidade; e (iii) espécies que apresentam aumento na probabilidade de morte e redução na taxa de crescimento (FARGEON et al. 2016). No entanto a quantificação do estresse hídrico nas espécies arbóreas é uma questão complexa. Isto ocorre, em virtude da relação entre a quantidade de chuvas e a disponibilidade de água para as árvores ser determinada pelas características do solo e das plantas (FARGEON et al., 2016).

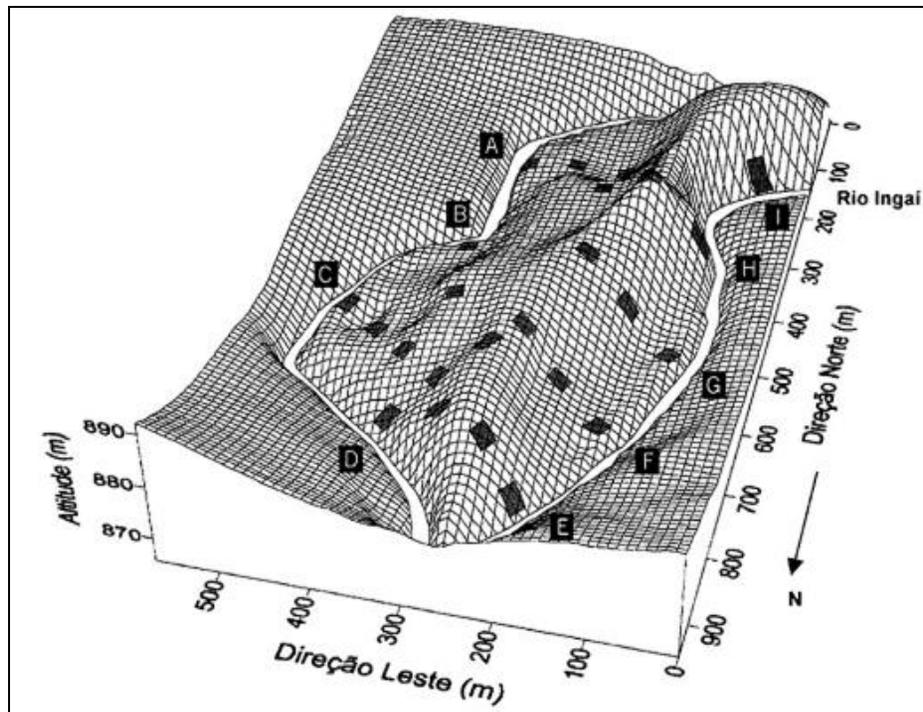
Além disso, as respostas das florestas tropicais ao aumento de temperatura e secas prolongadas variam em razão das diferenças regionais e históricas (ROITMAN et al., 2016). Com isso, a detecção das respostas de florestas tropicais sazonais, para alta temperatura e baixa precipitação, pode oferecer uma visão importante sobre o seu papel na condução da dinâmica destas florestas (ROITMAN et al., 2016).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A área de estudo compreende um fragmento florestal, situado às margens do Rio Ingaí, município de Ingaí, na região do Alto Rio Grande, Sul de Minas Gerais, nas coordenadas geográficas 21° 24' S e 44° 55' W. O fragmento possui área total de 16,85 ha, com a altitude variando entre 870 e 890 m (BOTREL et al., 2002)(FIGURA 1).

Figura 1– Grade de superfície mostrando a topografia da área de estudo e a distribuição das unidades amostrais no fragmento de floresta semidecidual em Ingaí – MG.



Fonte: Adaptado de Botrel et al., 2002.

A vegetação do fragmento é constituída por três fisionomias: floresta estacional semidecidual aluvial, nos terraços adjacentes ao rio; floresta estacional semidecidual montana, predominante no interior do fragmento, imediatamente acima dos terraços aluviais; e savana florestada, encontrada na forma de uma pequena mancha na porção Norte do fragmento (BOTREL et al., 2002; IBGE, 2012).

A área de estudo não apresenta histórico de corte raso, apenas a retirada de algumas árvores na borda da mata, na década de 1950 (BOTREL et al., 2002) e presença de animais domésticos, como bovinos e equinos, que eram muito comuns até 2009. Atualmente, no fragmento, tem sido observada apenas a ocorrência de algumas trilhas, que podem ser em função da presença esporádica desses animais e da visita de pescadores. No entorno do fragmento, a matriz é formada por outros pequenos fragmentos e por áreas antropizadas (pastagens, eucaliptos, dentre outras).

O clima da região é do tipo Cwa, segundo classificação de Koppen, subtropical, com inverno seco e verão chuvoso e com a temperatura do mês mais quente maior que 22 °C (DANTAS; CARVALHO; FERREIRA, 2007). A temperatura média anual é de 20°C, com médias máximas de 28,1 °C e mínimas de 9,3 °C, a precipitação média anual corresponde a 1476 mm (OLIVEIRA-FILHO, 2014).

3.2 Caracterização edáfica do fragmento

A caracterização edáfica da área de estudo foi realizada por Botrel et al. (2002). Os solos predominantes em cada parcela foram classificados, conforme o Sistema Brasileiro de Classificação do Solo (EMBRAPA, 2013), até o nível de subgrupos (4º nível categórico), sendo: Neossolos Flúvicos Tb Eutróficos gleicos (Neossolos A); Neossolos Flúvicos Psamíticos típicos (Neossolos B);

Cambissolos Háplicos Tb distróficos típicos (Cambissolos) e Argissolos Vermelhos distróficos típicos (Argissolos). Para cada tipo de solo foram, também, incluídos os grupamentos texturais e as respectivas classes de drenagem (TABELA 1).

Tabela 1 - Características edáficas de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual localizado no município de Ingaí, MG.

Solos	Textura	Drenagem	Localização	NP
Neossolos Flúvicos Tb Eutróficos gleicos.	Média	Muito mal drenados.	Terraços aluviais mais baixos, nos quais o solo permanece saturado ou alagado por um longo período do ano.	1
Neossolos Flúvicos Psamíticos típicos.	Arenosa	Mal drenados.	Terraços aluviais mais altos, com alagamentos ocasionais.	5
Cambissolos Háplicos Tb Distróficos típicos.	Média à argilosa	Imperfeitamente drenados. Moderadamente drenados.	Superior aos terraços aluviais ou são adjacentes ao rio, em que a margem é mais declivosa e, provavelmente, evoluíram de depósitos aluviais mais antigos.	10
Argissolos Vermelhos Distróficos típicos.	Média	Bem drenados, Acentuadamente drenados.	Áreas mais elevadas e distantes dos rios.	9

Legenda: NP = Números de parcelas.

Fonte: Adaptado de Botrel et al. (2002).

As variações no tipo de solo, fertilidade, umidade e relevo sugerem a presença de um gradiente Argissolo < Cambissolos < Neossolo B < Neossolo A,

no fragmento florestal, que corresponde a um aumento na disponibilidade tanto de água como de nutrientes (BOTREL et al., 2002).

3.3 Caracterização da variabilidade anual das chuvas na região de Lavras - MG

Os dados de precipitação e temperatura da série histórica de 1968 a 2015 da estação meteorológica do município de Lavras - MG, localizado a 30 km do município de Ingai – MG, foram utilizados para o cálculo do Índice de Anomalia de Chuvas (IAC). Os dados dessa estação estão disponíveis no Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2015). Para o cálculo do IAC, foram utilizados os anos com as médias mensais completas de precipitação entre 1968 a 2015. O IAC anual foi calculado, para avaliar o comportamento sazonal da chuva e detectar períodos considerados secos e chuvosos, obtidos a partir das equações propostas por Rooy (1965) e com a intensidade avaliada, conforme Tabela 2:

$$IAC = 3 * \left[\frac{N - Nm}{Mm - Nm} \right], \text{ para anomalias positivas}$$

$$IAC = -3 * \left[\frac{N - Nm}{\bar{X}m - Nm} \right], \text{ para anomalias negativas}$$

Em que: N = precipitação anual atual (mm); Nm = precipitação média anual (mm) da série histórica; Mm = média das dez maiores precipitações anuais da série histórica (mm) e Xm = média das dez menores precipitações anuais da série histórica (mm). As anomalias positivas são representadas por valores acima da média e as negativas abaixo da média.

Tabela 2 - Classes de intensidade do Índice de Anomalia de Chuvas.

Faixa do IAC	Classe de intensidade
> 4	Extremamente chuvoso
2 a 4	Muito chuvoso
0 a 2	Chuvoso
0	Normal
0 a -2	Seco
-2 a -4	Muito Seco
< -4	Extremamente Seco

Fonte: Marcuzzo, Melo e Rocha (2011).

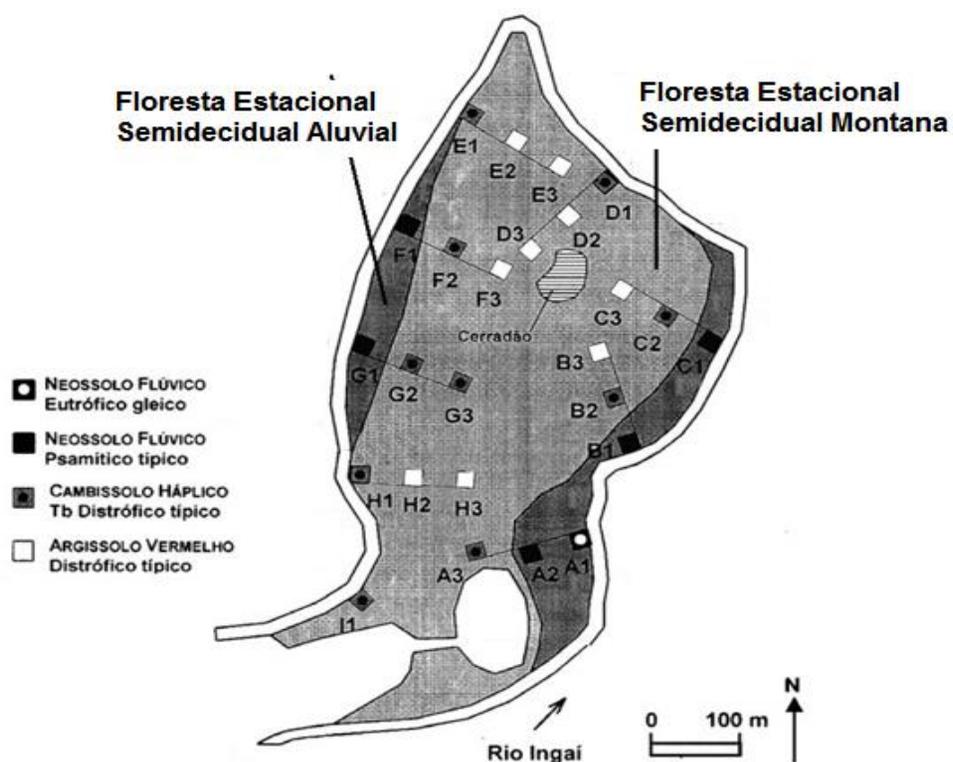
3.4 Monitoramento da comunidade arbórea

No fragmento de estudo, foram realizados três inventários da comunidade arbórea. O primeiro levantamento foi realizado entre agosto de 1999 a agosto de 2000, quando foram alocadas 25 parcelas permanentes de 20 x 20 m, totalizando 1 ha de área amostral (FIGURA 2). A disposição das parcelas está detalhada em Botrel et al. (2002). Todos os indivíduos arbóreos do interior das parcelas com CAP (circunferência à altura do peito) $\geq 15,7$ cm foram amostrados, plaqueteados com etiquetas de alumínio numeradas e identificados (BOTREL et al., 2002). Os indivíduos que apresentaram caules múltiplos foram registrados, quando a raiz quadrática dos CAP's era $\geq 15,7$ cm, o que resulta em uma área basal equivalente aos indivíduos de fuste único que atendem ao critério de inclusão (SCOLFORO; MELLO, 2006).

As parcelas foram reinventariadas nos anos de 2005, 2009 e 2015. Nesses anos, todos os indivíduos arbóreos sobreviventes foram mensurados novamente. Os novos indivíduos que atingiram o critério de inclusão (recrutas) foram identificados em campo, diante do prévio conhecimento da espécie, marcados

com etiquetas de alumínio numeradas e medidos quanto à circunferência e altura. Os indivíduos mortos foram registrados.

Figura 2 - Mapa representando a distribuição das parcelas amostrais com as respectivas classificações de solos e vegetacionais do fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no município de Ingai - MG.



Fonte: adaptado de Botrel et al. (2002)

3.5 Dinâmica da comunidade arbórea

Foi analisada a dinâmica da comunidade arbórea amostrada no fragmento florestal (amostra total) e a dinâmica dessa comunidade estratificada em diferentes classes de solos, com base nos parâmetros de dinâmica em número

de indivíduos e área basal. Os parâmetros de dinâmica analisados foram as taxas de mortalidade (M) e recrutamento (R) de indivíduos, perda (P) e ganho (G) em área basal, rotatividade em número de indivíduos (Rot_n) e em área basal (Rot_{ab}) e mudança líquida em número de indivíduos (Ch_n) e em área basal ($CHab$).

As taxas de mortalidade, recrutamento, perda e ganho foram obtidas de acordo com as fórmulas de Sheil, Burslem e Alder (1995) e Sheil e May (1996):

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

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

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

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

Já as taxas de rotatividade (*turnover rate*), em número de árvores (Rot_N) e em termos de área basal (Rot_{AB}), foram calculadas conforme Phillips (1996) e Werneck e Franceschinelli (2004):

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

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

E as taxas de mudança líquida, em número de árvores (Ch_N) e em termos de área basal (Ch_{AB}), foram determinadas a partir das fórmulas abaixo (KORNING; BALSLEV, 1994):

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

$$Ch_{Ab} = \left[\left(\frac{Ab_t}{Ab_0} \right)^{\frac{1}{t}} - 1 \right] \times 100$$

Em que: N_0 = contagem inicial de árvores individuais; N_t = contagem final de árvores; N_m = número de árvores mortas; N_r = número de recrutas; t = tempo decorrido entre os inventários; AB_0 = área basal inicial; AB_t = área basal final; AB_m = área basal das árvores mortas; AB_r = área basal dos recrutas; AB_d = decremento em área basal; AB_g = incremento em área basal dos sobreviventes.

As taxas de mortalidade e recrutamento dos indivíduos arbóreos foram corrigidas, de acordo com Lewis et al. (2004), em decorrência de irregularidades de tempo entre os períodos de amostragem, sendo realizadas pela fórmula:

$$\lambda' = \lambda \times t^{0,08}$$

Em que: λ' corresponde às taxas de dinâmica corrigidas; λ corresponde às taxas de dinâmica verificadas.

3.6 Dinâmica da comunidade arbórea por classes diamétricas

Os indivíduos arbóreos foram agrupados em classes diamétricas, adotando intervalos de classe com amplitudes crescentes (5-10 cm, >10-20 cm,

>20-40 cm e >40-80 cm), como aqueles utilizados nos estudos de dinâmica florestal na região (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007), a fim de compensar o acentuado declínio, em densidade, das classes de tamanhos maiores, típico da distribuição exponencial negativa (J-reverso). Foram analisados a distribuição da abundância, área basal, taxa de mortalidade e o incremento periódico anual por classes de diâmetros para a amostra total e para as classes de solos. As taxas de mortalidade foram calculadas conforme o item 3.3. O incremento periódico anual (IPA) para o diâmetro foi calculado por indivíduo sobrevivente. Neste caso, o IPA é baseado nos indivíduos que sobreviveram a todo o período de monitoramento (FINGER 1992; TOLEDO, M. et al., 2011).

$$\text{IPA} = \frac{D_t - D_0}{t}$$

Em que: D_t = diâmetro final; D_0 = diâmetro inicial; t = tempo decorrido entre os inventários.

As variações temporais, observadas nas classes de diâmetro, foram determinadas contabilizando-se o número de indivíduos que permaneceram, morreram, foram recrutados, imigraram (*ingrowth*) e emigraram (*outgrowth*) na classe (LIEBERMAN et al. 1985).

3.7 Análises estatísticas

Os dados obtidos tiveram sua normalidade verificada pelo teste Shapiro-Wilk (ZAR, 2010). Na análise temporal, os parâmetros estruturais e de dinâmica foram analisados, a fim de verificar as alterações na comunidade arbórea (amostra total) e nas classes de solo, que as compõe ao longo dos anos. Os

parâmetros área basal e densidade foram comparados, por meio de teste T pareado, com nível de significância a 5% (ZAR, 2010). O desbalanço entre as taxas de mortalidade e recrutamento foi verificado, comparando o número de mortos e recrutas, para cada intervalo por contagens de Poisson (ZAR, 2010). As alterações temporais no número de mortos, recrutas, perda (área basal dos mortos mais decremento) e ganho (área basal dos recrutas mais incremento) foram verificadas, por meio de teste não paramétrico de Kruskal-Wallis com teste de Mann-Whitney, utilizando-se nível de significância a 5% (ZAR, 2010).

A rotatividade em números de indivíduos e em área basal foi comparada, ao longo do tempo, por meio da Análise de Variância – Anova, seguida do teste de Tukey, com nível de significância de 5%. A fim de atender os pressupostos estatísticos, as taxas de rotatividade foram transformadas pela expressão “ $\arcsen = \text{raiz}(x/100)$ ” (ZAR, 2010). As comparações foram realizadas, ao longo do tempo, para a amostra total e classes de solos.

Na análise entre as classes de solos, os parâmetros estruturais e de dinâmica foram analisados, a fim de verificar se o comportamento dinâmico da comunidade apresenta diferenças associadas às diferentes classes de solos. Os parâmetros área basal e densidade e as taxas de rotatividade em número de indivíduos e área basal foram comparados por análises de variância (ANOVA), seguidas de teste de Tukey, com nível de significância a 5%. A fim de atender os pressupostos estatísticos, as taxas de rotatividade foram transformadas pela expressão “ $\arcsen = \text{raiz}(x/100)$ ” (ZAR, 2010). O número de mortos e de recrutas, a perda (área basal dos mortos mais decremento) e ganho (área basal dos recrutas mais incremento) foram comparados, por meio de teste não paramétrico de Kruskal-Wallis com teste de Mann-Whitney, utilizando-se nível de significância a 5% (ZAR, 2010).

As distribuições de frequência de indivíduos por classes diamétricas foram comparadas, por meio do teste G de aderência, a fim de avaliar as

mudanças ocorridas nas distribuições dos indivíduos por classes de tamanho entre os quatro levantamentos. O fluxo de indivíduos entre as classes de diâmetro foi avaliado, comparando as abundâncias de egressos (mortos + emigrantes) e ingressantes (recrutas + imigrantes), em cada classe de diâmetro, por meio de contagem de Poisson (ZAR, 2010).

Nas análises entre os ambientes, a classe Neossolo A foi removida das comparações entre ambientes por ela não possuir repetições. As análises estatísticas foram realizadas no software PAST 3.14 (HAMMER; HARPER; RYAN et al., 2001).

4 RESULTADOS

4.1 Caracterização da variabilidade anual das chuvas na região de Lavras - MG

Os dados de precipitação apresentaram alternância temporal, mas o número de anos secos predominou ao longo do período de monitoramento (TABELA 3). No primeiro intervalo, 2000 a 2005, ocorreram quatro anos secos e dois anos chuvosos, com o ponto de maior inflexão do período seco, ocorrendo no ano de 2002, caracterizado como muito seco (-3,41). O ponto de maior inflexão dos anos chuvosos ocorreu, em 2004, caracterizado como chuvoso (0,40). Com isso, o período de 2000 a 2005 foi caracterizado como um período seco (TABELA 3).

No segundo intervalo, 2005 a 2009, houve três anos chuvosos e dois secos. O ano mais chuvoso apresentou um IAC de 1,74, o que o caracteriza como chuvoso, e o ano mais seco teve um IAC de -2,20, resultando na classe de intensidade muito seco. No entanto a média da precipitação do período o caracteriza como chuvoso (TABELA 3).

No terceiro intervalo, 2009 a 2015, os anos secos foram maioria (cinco anos), com a maior intensidade de seca sendo observada neste período e, em 2014, foi observado um IAC de -4,03 (extremamente seco). O maior ponto de inflexão dos anos chuvosos foi observado no ano de 2011 (IAC de 1,65), caracterizando o ano como chuvoso. Em função do predomínio de anos secos, o intervalo de monitoramento foi caracterizado como seco (TABELA 3).

Desta forma, do ponto de vista da seca meteorológica, o período de 2009-2015 foi o mais seco, com os menores valores de IAC, seguido de 2000-2005 e, finalmente, 2009-2015. A temperatura média do intervalo de monitoramento apresentou uma tendência de aumento, ao longo do tempo, com

a média mais alta observada no terceiro intervalo (TABELA 3). Além disso, 85% da precipitação total concentraram -se entre os meses de outubro a março, enquanto o período entre abril e setembro, a precipitação mensal não superou 100 mm.

Tabela 3 – Dados de precipitação anual, temperatura média e índices de anomalias de chuva da estação meteorológica de Lavras - MG no período de 1999-2015.

Ano	Precip. (mm/ano)	Temp. (°C)	IAC	Intens.
1999	1491.0	20.1	0.40	Chuvoso
2000*	1469.7	20.2	0.23	Chuvoso
2001	1324.0	20.7	-1.34	Seco
2002	1142.4	21.2	-3.41	Muito Seco
2003	1222.0	20.6	-2.50	Muito Seco
2004	1489.0	20.1	0.40	Chuvoso
2005*	1433.7	20.6	-0.10	Seco
2006	1461.2	20.4	0.16	Chuvoso
2007	1248.2	20.9	-2.20	Muito Seco
2008	1646.0	20.2	1.74	Chuvoso
2009*	1623.6	20.8	1.55	Chuvoso
2010	1131.8	20.7	-3.53	Muito seco
2011	1635.2	20.4	1.65	Chuvoso
2012	1291.4	20.7	-1.71	Seco
2013	1380.6	20.4	-0.70	Seco
2014	1087.6	21.0	-4.03	Extremamente Seco
2015*	1246.0	21.4	-2.23	Muito seco
2000-2005	1372.6	20.5	-0.80	Seco
2005-2009	1485.2	20.6	0.40	Chuvoso
2009-2015	1342.4	20.8	-1.10	Seco

Legenda: Precip. = precipitação; Temp = temperatura; IAC = índice de anomalias de chuva; Intens. = intensidade; * = anos em que houve levantamento da comunidade arbórea.

Fonte: Do autor (2017).

4.2 Transformações demográficas e estruturais ao longo do tempo na comunidade arbórea

A densidade indivíduos apresentou uma tendência de redução, ao longo do período de monitoramento, principalmente, no período entre 2009 a 2015, quando foram observadas diferenças significativas no número de indivíduos ($p = <0,001$ na amostra total; 0,041 no Argissolo; 0,035 no Cambissolo e 0,017 no Neossolo B) (TABELA 4).

As taxas de mortalidade e recrutamento apresentaram-se desbalanceadas, com a mortalidade superior ao recrutamento (FIGURA 3). Os números de recrutas e mortos foram diferentes estatisticamente, em todos os períodos no Cambissolo ($p = 0,026$; 0,016; $<0,001$), no segundo e no terceiro intervalo do Argissolo ($p = 0,023$; $<0,001$) e no terceiro do Neossolo B ($<0,001$). Esses resultados contribuíram para que a Amostra Total apresentasse diferenças significativas no primeiro e terceiro intervalo ($p = 0,002$; $< 0,001$) (TABELA 4).

O número de mortos foi, significativamente, mais elevado, no intervalo entre 2009 a 2015, no Argissolo e Neossolo B (2,93 e 6,65 $\%.\text{ano}^{-1}$, respectivamente), o que resultou em uma mortalidade significativamente maior na amostra total neste intervalo. O Argissolo, também, apresentou uma mortalidade alta, no segundo intervalo (2,97 $\%.\text{ano}^{-1}$), mas não foi suficiente para influenciar na taxa da amostra total. O número de recrutas não apresentou diferenças, quando comparado ao longo do tempo nas classes de solos, o que resultou em um comportamento semelhante na amostra total (TABELA 4).

Tabela 4 - Parâmetros estruturais e da dinâmica da comunidade arbórea do fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, no município de Ingaí, MG (continua).

Parâmetros	Amostra Total				Argissolos			
	1°	2°	3°	4°	1°	2°	3°	4°
Estrutura								
D	2683	2618	2575	2331	3178	3156	3067	2869
AB	28.37	30.47	32.91	33.12	23.76	26.96	29.58	31.44
Dinâmica								
M	-	2.30	3.02	3.78	-	1.60	2.97	2.93
R	-	1.75	2.57	1.91	-	1.44	2.19	1.68
P	-	2.06	2.22	2.52	-	1.34	2.28	1.97
G	-	3.50	4.09	2.63	-	3.80	4.52	2.97
Rot _{ni}	-	2.02	2.80	2.84	-	1.52	2.58	2.30
Rot _{ab}	-	2.82	3.16	2.58	-	2.57	3.40	2.47
Ch _{ni}	-	-0.49	-0.41	-1.65	-	-0.14	-0.71	-1.10
Ch _{ab}	-	1.44	1.94	0.11	-	2.56	2.34	1.02
Nm	-	260	272	466	-	78	116	158
Nr	-	195	229	222	-	70	84	87
P _{ab}	-	-2.89	-2.62	-4.68	-	-0.56	-0.86	-1.20
G _{ab}	-	5.00	5.06	4.90	-	1.71	1.80	1.87

Legenda: 1° = 2000; 2° = 2005; 3° = 2009; 4° = 2015; D = densidade (ind./ha); AB = área basal (m²/ha); M = Taxa de mortalidade (%.ano⁻¹); R = Taxa de recrutamento (%.ano⁻¹); P = Taxa de perda (%.ano⁻¹); G = Taxa de ganho (%.ano⁻¹); Rot_{ni} = rotatividade em número de indivíduos (%.ano⁻¹); Rot_{ab} = rotatividade em número em área basal (%.ano⁻¹); Ch_{ni} = Mudança líquida em número de indivíduos (%.ano⁻¹); Ch_{ab} = Mudança líquida em área basal (%.ano⁻¹); Nm = Número de mortos; Nr = Número de recrutas; P_{ab} = Perda em área basal (m²); G_{ab} = Ganho em área basal (m²).

Fonte: Do autor (2017).

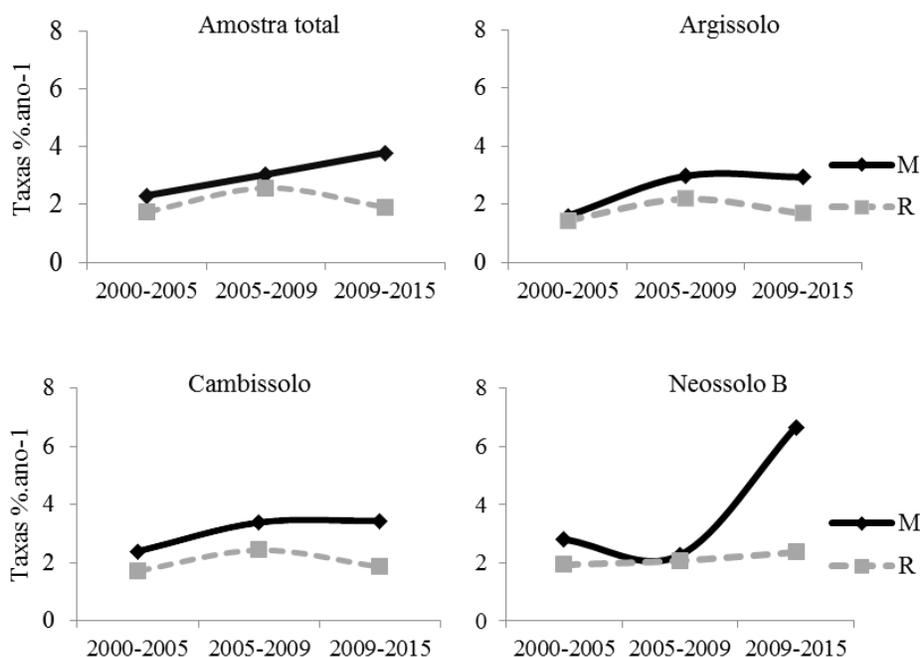
Tabela 4 - Parâmetros estruturais e da dinâmica da comunidade arbórea do fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, no município de Ingaí, MG (conclusão).

Parâmetros	Cambissolos				Neossolos B			
	1°	2°	3°	4°	1°	2°	3°	4°
Estrutura								
D	2490	2418	2335	2148	2530	2435	2420	1920
AB	30.96	32.68	34.25	34.19	33.27	36.51	39.25	35.60
Dinâmica								
M	-	2.38	3.39	3.44	-	2.78	2.25	6.65
R	-	1.72	2.44	1.87	-	1.93	2.08	2.37
P	-	1.93	2.21	2.10	-	2.03	1.86	4.12
G	-	2.99	3.35	2.07	-	3.84	3.62	2.54
Rot _{ni}	-	2.05	2.91	2.65	-	2.35	2.16	4.51
Rot _{ab}	-	2.46	2.78	2.08	-	2.93	2.74	3.33
Ch _{ni}	-	-0.59	-0.86	-1.39	-	-0.76	-0.15	-3.78
Ch _{ab}	-	1.09	1.18	-0.03	-	1.87	1.82	-1.61
Nm	-	100	112	155	-	59	38	145
Nr	-	71	79	80	-	40	35	45
P _{ab}	-	-1.15	-1.12	-1.64	-	-0.65	-0.53	-1.75
G _{ab}	-	1.84	1.74	1.61	-	1.30	1.08	1.02

Legenda: 1° = 2000; 2° = 2005; 3° = 2009; 4° = 2015; D = densidade (ind./ha); AB = área basal (m²/ha); M = Taxa de mortalidade (%.ano⁻¹); R = Taxa de recrutamento (%.ano⁻¹); P = Taxa de perda (%.ano⁻¹); G = Taxa de ganho (%.ano⁻¹); Rot_{ni} = rotatividade em número de indivíduos (%.ano⁻¹); Rot_{ab} = rotatividade em número em área basal (%.ano⁻¹); Ch_{ni} = Mudança líquida em número de indivíduos (%.ano⁻¹); Ch_{ab} = Mudança líquida em área basal (%.ano⁻¹); Nm = Número de mortos; Nr = Número de recrutas; P_{ab} = Perda em área basal (m²); G_{ab} = Ganho em área basal (m²).

Fonte: Do autor (2017).

Figura 3 - Taxas anuais de mortalidade (linha preta) e recrutamento (linha cinza) da comunidade arbórea, nos períodos de 2000-2005, 2005-2009 e 2009-2015, no fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, no município de Ingaí, MG. M = Mortalidade e R = Recrutamento de indivíduos em $\%.ano^{-1}$.

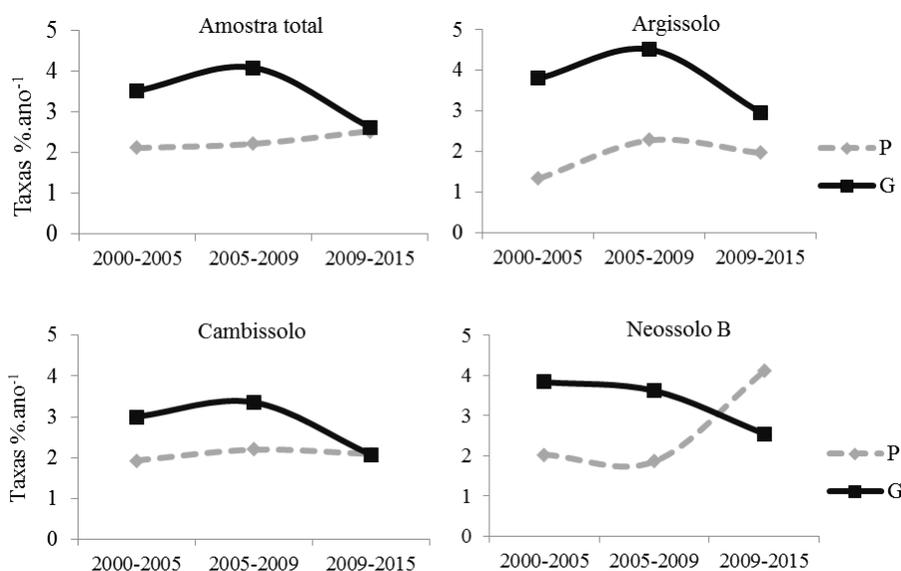


Fonte: Do autor (2017).

A rotatividade em número de indivíduos, na Amostra Total, não apresentou diferenças ao longo tempo, mas, no ambiente Argissolo, a rotatividade em número de indivíduos foi menor no segundo intervalo ($p = 0,008$), enquanto no Neossolo B a rotatividade, em 2009-2015, foi significativamente maior do que em 2005-2009 ($p = <0,05$). A mudança líquida em número de indivíduos apresentou valores negativos, nos três períodos das classes de solo, que resultaram em mudanças negativas na amostra total.

A área basal acumulada apresentou uma tendência de aumento, durante o período de monitoramento, com diferenças significativas observadas nos dois primeiros intervalos de monitoramento (2000 a 2005 e de 2005 a 2009) (Amostra Total = 0,001; <0,001; Argissolo = <0,001; <0,001; Cambissolo = 0,013; 0,04; Neossolo B = 0,011; 0,016). As taxas de ganho e perda, também, apresentaram-se desbalanceadas, com o ganho sendo predominantemente superior à perda, com exceção apenas no terceiro intervalo nos ambientes Cambissolo e no Neossolo B (FIGURA 4). Porém, apesar da inversão das taxas de ganho e perda em área basal no Neossolo B e Cambissolo, a amostra total apresentou um balanço positivo em área basal nos três períodos de monitoramento (FIGURA 4).

Figura 4 - Taxas anuais de ganho (linha preta) e perda (linha cinza) da comunidade arbórea, nos períodos de 2000-2005, 2005-2009 e 2009-2015, no fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, no município de Ingaí. MG. P = Perda e G = Ganho.



Fonte: Do autor (2017).

A perda de área basal foi maior no terceiro intervalo, no Argissolo (1,97 $\% \cdot \text{ano}^{-1}$) e no Neossolo B (3,62 $\% \cdot \text{ano}^{-1}$), resultando em uma perda maior na Amostra Total neste período (2,35 $\% \cdot \text{ano}^{-1}$). O ganho não apresentou diferenças ao longo do período de monitoramento (TABELA 4).

A rotatividade em área basal não apresentou diferenças significativas, ao longo do tempo, mas, no ambiente Argissolo, o segundo intervalo foi significativamente maior que os outros intervalos ($p = 0,004$). A mudança líquida em área basal apresentou valores positivos nos três períodos de monitoramento do Argissolo e nos dois primeiros no Cambissolo e Neossolo B. Esses resultados contribuíram para a amostra total expressar mudanças líquidas em área basal nos três períodos de monitoramento.

4.3 Transformações demográficas e estruturais da comunidade arbórea entre as classes de solos

Nas comparações entre as classes de solos, a densidade de indivíduos foi significativamente maior no Argissolo, nos quatro levantamentos, com o Neossolo B apresentando uma densidade de indivíduos semelhante ao Argissolo no ano de 2009. A área basal foi significativamente maior no Neossolo B, no ano de 2005, nos demais anos não foram encontradas diferenças significativas entre os solos (TABELA 4).

No período entre 2000 a 2005, o número de indivíduos recrutados e mortos e a rotatividade em área basal e em números de indivíduos não diferiram significativamente entre as classes de solos. A perda foi maior no Neossolo B e no Cambissolo, enquanto o ganho foi superior no Neossolo B.

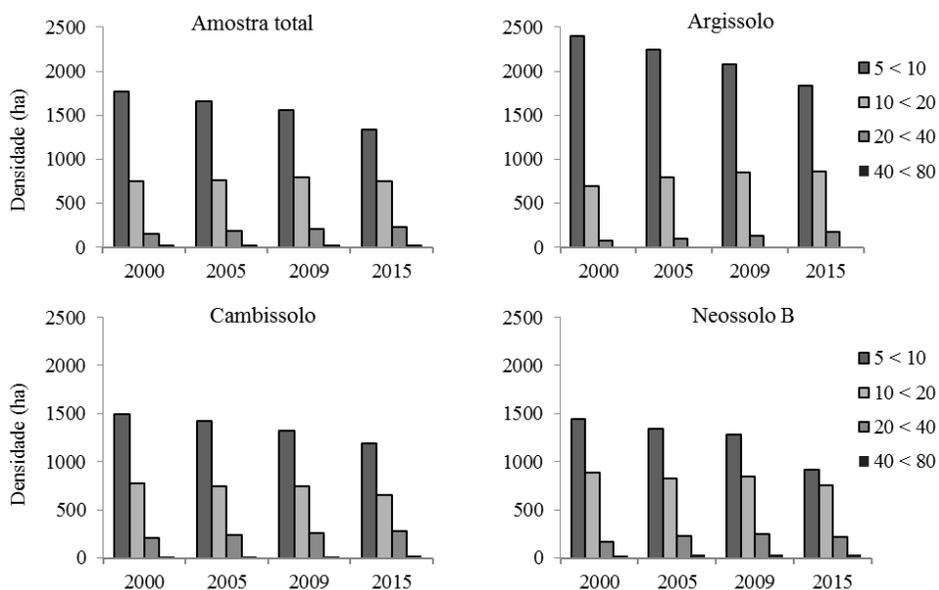
No período entre 2005 a 2009, as comparações entre ambientes demonstraram que o número de mortos e recrutas, a perda e o ganho em área basal e a rotatividade em número de indivíduos não exibiram diferenças significativas entre as classes de solos. A rotatividade em área basal foi mais acelerada no Argissolo.

No intervalo entre 2009 a 2015, as comparações entre ambientes não evidenciaram diferenças significativas no número de mortos e recrutas e no ganho em área basal entre as classes de solos. A rotatividade em número de indivíduos foi mais lenta no Argissolo e mais acelerada no Cambissolo e Neossolo B. A perda foi maior no Neossolo B, que resultou em rotatividade em área basal mais acelerada nesta classe e mais lenta no Cambissolo.

4.4 Dinâmica dos indivíduos arbóreos por classes diamétricas

A estrutura diamétrica da floresta foi caracterizada pela concentração de árvores, nas menores classes de diâmetro, principalmente, na classe de 5 a 10 cm (65,85% em 2000, 63,45% em 2005, 60,70% em 2009 e 57,36% em 2015 dos indivíduos na amostra total), enquanto as maiores classes apresentaram uma menor densidade de indivíduos (FIGURA 5). Esse comportamento da estrutura diamétrica foi observado, em todas as classes de solos, que compõem a amostra total (FIGURA 5).

Figura 5 - Distribuição dos indivíduos, em hectare, por classes diamétricas nos anos de 2000, 2005, 2009 e 2015 da comunidade arbórea do fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, Ingaí - MG, Brasil.



Fonte: Do autor (2017).

As distribuições de frequências dos indivíduos por classes diamétricas diferiram, ao longo do tempo, nos ambientes formados pelas classes de solos, resultando em diferenças na amostra total ($p < 0,0001$). A exceção foi o período entre 2005 a 2009, no ambiente Neossolo B, quando não foi observada diferença significativa ($p > 0,05$), mas sem influenciar a amostra total.

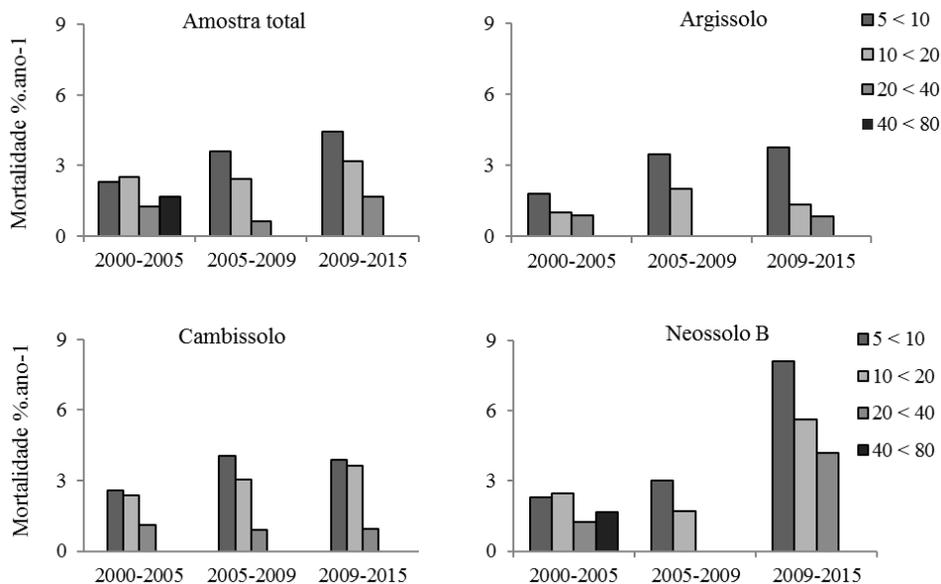
A redução da densidade de indivíduos foi mais intensa nas menores classes de diâmetros, em função do elevado número de indivíduos mortos e emigrantes, principalmente, na classe de 5 a 10 cm (FIGURA 5). O número de egressos (mortos + emigrantes) foi significativamente maior ao de ingressantes, na primeira classe de diâmetro, nos ambientes Argissolo e do Cambissolo, nos três intervalos ($p = <0,05$). No Neossolo B, diferenças foram observadas no período entre 2000-2005 e em 2009-2015 ($p = 0,0001$). Esses resultados contribuíram para que na amostra total o número de egressos fosse superior ao de ingressante nos três períodos de monitoramento ($p = <0,05$).

Na segunda classe de diâmetro, o número de egressos e ingressantes diferiu apenas no primeiro intervalo, no Argissolo ($p = 0,0002$) e no terceiro intervalo, no Cambissolo e Neossolo B ($p = 0,001$ e $0,030$, respectivamente), que resultou em diferenças no segundo e terceiro intervalo na amostra total ($p = 0,014$; $0,032$), com o egresso sendo significativamente maior que o ingresso.

Nas maiores classes de diâmetro, 20 a 40 e 40 a 80 cm, foi observado um aumento nos valores de densidade. Isso ocorreu em razão do fluxo de imigrantes e do baixo número de indivíduos mortos. Na classe de 40 a 80 cm, houve a morte de apenas um indivíduo, durante os 15 anos de monitoramento na amostra total, verificada na única parcela de Neossolo A (FIGURA 6). O número de ingressantes foi superior ao de egressos, na terceira classe de diâmetro nos três intervalos no Argissolo ($p = <0,05$), no primeiro intervalo do Cambissolo e do Neossolo B ($p = 0,014$ e $0,031$, respectivamente), que resultou em diferenças nos três intervalos da amostra total ($p = <0,05$). Na quarta classe

de diâmetro, o número de ingressos e egressos apresentou diferenças apenas no terceiro intervalo do Cambissolo ($p = 0,015$), contribuindo para a amostra total, também, expressar diferenças significativas neste período ($p = 0,015$), com o número de ingressantes sendo superior ao de egressos.

Figura 6 - Distribuição da taxa de mortalidade indivíduos por classe diamétrica, nos períodos de 2000-2005, 2005-2009 e 2009-2015, na comunidade arbórea do fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, Ingaí, Brasil.

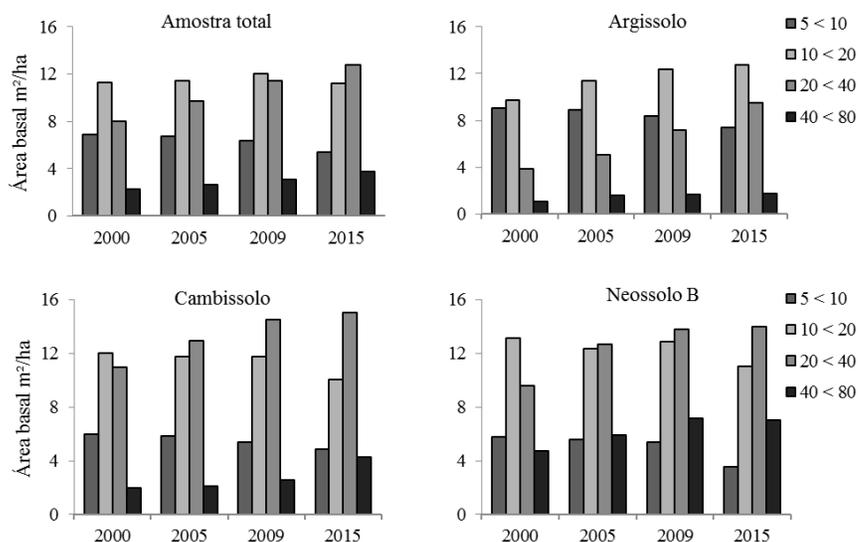


Fonte: Do autor (2017).

A área basal foi concentrada nas duas classes centrais (10 a 20 e 20 a 40 cm). Na amostra total, a concentração da área basal, nessas duas classes de diâmetro, representou, respectivamente, 39,67% e 28,20% em 2000; 37,51% e 31,88% em 2005; 34,12% e 38,02% em 2009 e 33,81% e 38,62% em 2015. No entanto, ao longo do período de monitoramento, foi observado um aumento da concentração da área basal no sentido das maiores classes de diâmetros (20 a 40

e 40 a 80 cm), com uma redução na menor classe de menores diâmetros (5 a 10) (FIGURA 7). Na amostra total, as classes de diâmetro de 20 a 40 e 40 a 80 cm concentravam juntas, em 2000, por 36,16% da área basal total, enquanto, em 2015, esse valor já correspondia por 49,91%. No ambiente Cambissolo, esse aumento da concentração da área basal nas grandes árvores tem sido mais rápido, enquanto no Argissolo tem sido mais lento (FIGURA 7).

Figura 7 - Distribuição da área basal, em hectare, dos anos de 2000, 2005, 2009 e 2015 em classe diamétricas na comunidade arbrea do fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, Ingaí - MG, Brasil.

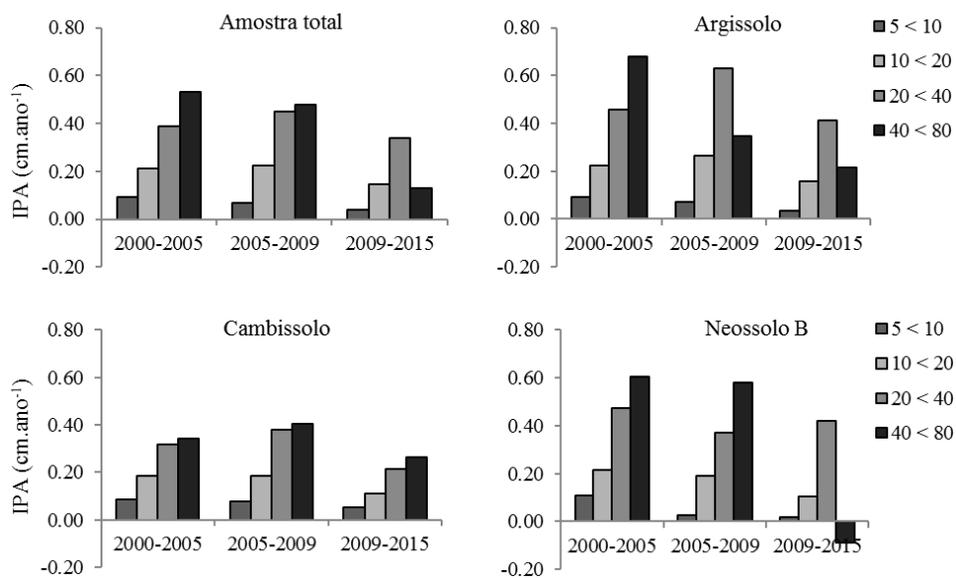


Fonte: Do autor (2017).

O acúmulo de área basal nas maiores classes de diâmetro é evidenciado pelo incremento em diâmetro mais acelerado nestas classes (20 a 40 e 40 a 80 cm) (FIGURA 8). Os valores de incrementos foram maiores, principalmente, na maior classe de diâmetro (40 a 80 cm), com exceção do período de 2009 a 2015, nos ambientes Argissolo e Neossolo B. No Neossolo B, foi verificado um

decremento em diâmetro nesta classe de diâmetro. Os resultados observados nesses ambientes resultaram em valores baixos na amostra total neste período. Exceção, também, foi observada no período de 2005 a 2009 no Argissolo, mas foi um resultado restrito a esse ambiente do fragmento florestal (FIGURA 8).

Figura 8 - Distribuição da taxa média de crescimento em diâmetro dos sobreviventes (cm.ano^{-1}) nos inventários na comunidade arbórea do fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, Ingaí – MG, Brasil.



Fonte: Do autor (2017).

5 DISCUSSÃO

5.1 Caracterização da variabilidade anual das chuvas na região de Lavras – MG

A análise da precipitação verificou um predomínio de anos secos entre os anos de 2000 a 2015 na área de estudo. Anos caracterizados como secos têm sido frequentes, na região Sudeste do Brasil, em que desde o verão de 1999/2000 a ocorrência de precipitações anuais inferiores à média histórica tem predominado nessa região (COELHO; CARDOSO; FIRPO, 2016; GETIRANA, 2016).

O período entre os anos de 2000 a 2005 foi caracterizado como seco pelo IAC e coincide com a seca de 2001 que ocorreu na região Sudeste do Brasil (MARENGO et al., 2015). Os baixos valores do IAC indicam que essa seca, na região de Lavras – MG, estendeu-se até o ano de 2003. Períodos longos de secas são comuns em virtude desses eventos possuírem escalas de tempo mais longas, podendo se estender por alguns meses até anos ou décadas (CAVALCANTI, 2012).

O intervalo entre 2005 a 2009 apresentou dois dos maiores IAC da série histórica do estudo, o que caracterizou o período como chuvoso. Um desses IAC's foi observado, no ano de 2009, quando ocorreu um forte evento de precipitação na região Sul de Minas Gerais. Essa forte chuva afetou várias cidades da região, durante o mês de janeiro, provocando o rompimento de lagoas e transbordamento de rios (ALVARENGA, 2012). Os eventos de precipitações intensas são caracterizados por ocorrerem em uma escala de tempo curta, que se estende por alguns dias e por serem capazes de provocar diversos danos, como deslizamentos de terra e inundações (CAVALCANTI, 2012).

Esses altos índices de precipitação, observados em Minas Gerais neste período, foram provocados pela formação de uma Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) sobre a região Sudeste do Brasil (ALVARENGA, 2012). A formação de ZCAS consiste em um dos mais importantes mecanismos de formação de chuvas nessa região do país (COELHO et al., 2016; MARENGO et al., 2015).

As maiores intensidades de seca ocorreram entre 2012 a 2015, na região da estação meteorológica de Lavras - MG. Getirana (2016) destaca que, durante o período de 2012 a 2015, os índices de precipitação foram 16% mais baixos que a média anual para o Sudeste do Brasil; a estação chuvosa de 2013-2014 foi a mais seca da série histórica disponível (MARENGO et al., 2015). Nesse período, além dos déficits expressivos de precipitação, foram registradas temperaturas máximas de até 5°C acima da média, em toda a região Sudeste do Brasil, pela falta de chuvas e nebulosidade (COELHO; CARDOSO; FIRPO, 2016; INPE/CPTEC, 2014). A principal causa, para a ocorrência dessa seca na região Sudeste do Brasil, foi um sistema de alta pressão, anormalmente intenso e prolongado, localizado sobre o Oceano Atlântico, que evitou a formação da ZCAS.

Em estudos, na região Sudeste do Brasil, verificou-se que é comum a região apresentar déficits expressivos de precipitação ao longo de uma série histórica (COELHO; CARDOSO; FIRPO, 2016; COELHO et al., 2016). A região Sudeste do Brasil já passou por secas sazonais intensas, em 1953, 1971, 2001 e, mais recentemente, entre em 2013/2014 (MARENGO et al., 2015). No entanto a ocorrência e severidade desses eventos climáticos extremos tem aumentado nas últimas décadas (MARENGO et al. 2008).

5.2 Transformações demográficas e estruturais ao longo do tempo na comunidade arbórea

A comunidade arbórea presente no fragmento florestal apresentou um comportamento ecológico caracterizado por um desbalanço entre as taxas de dinâmicas, que resultou em uma tendência de aumento da área basal e redução da densidade de indivíduos. O padrão encontrado na comunidade é resultado da combinação das taxas de mortalidade superiores às de recrutamento e de taxas de ganho em área basal superiores às de perdas, que resultou em mudanças negativas para a demografia e positivas para a biomassa da floresta.

O desbalanceamento entre as taxas de dinâmica encontrado na área de estudo tem sido característico dos fragmentos de florestas estacionais semidecíduais (MEWS et al., 2011; SILVA; ARAÚJO, 2009). Garcia et al. (2015), analisando a dinâmica de fragmentos florestais na região Sul de Minas Gerais, verificaram que 75% dos fragmentos, também, apresentaram taxas de mortalidade de indivíduos e ganho em área basal superiores àquelas de recrutamento e perda. Esse desbalanço na dinâmica tem sido associado à reconstrução do ciclo silvigenético das florestas (MEWS et al., 2011), provocado pelo histórico de perturbação dos fragmentos.

No entanto esse comportamento difere do descrito por Lewis et al. (2009) para as florestas tropicais atualmente. Segundo esses autores, essas florestas têm sido caracterizadas por um aumento da mortalidade de indivíduos e, principalmente, por taxas aceleradas de crescimento, recrutamento e rotatividade. O maior dinamismo, observado nessas florestas, tem sido resposta ao aumento da disponibilidade de recursos, sobretudo, das concentrações de dióxido de carbono na atmosfera (LEWIS et al., 2009).

O desbalanceamento entre as taxas de dinâmica é um evento típico de fragmentos florestais não perturbados pela ocorrência dos ciclos rítmicos das florestas (FELFILI et al., 1995b; MEWS et al., 2011; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007). Esses ciclos rítmicos consistem em períodos com predomínio de eventos de mortalidade e/ou perda em área basal que, posteriormente, são contrabalanceados por fases de recrutamento e/ou ganho de biomassa (FELFILI, 1995b). Esse desbalanço ocorre, porque a natureza dos processos, com a mortalidade ocorrendo em primeiro instante, oferece espaço para o recrutamento ocorrer posteriormente, criando, assim, um desequilíbrio durante um curto período de tempo (FELFILI, 1995b). A alta mortalidade, além de provocar a redução da densidade, pode resultar, também, em perdas consideráveis em área basal (SHEIL; JENNINGS; SAVILL et al., 2000;), porém o espaço aberto na comunidade arbórea favorece o crescimento dos indivíduos e o aumento da área basal.

O desbalanço em favor da mortalidade pode ter sido provocado pelo processo de autodesbaste, em que o crescimento das árvores ocorre em detrimento da mortalidade de inúmeras outras (HIGUCHI et al., 2008; PHILLIPS et al., 2002), resultando, assim, em altas taxas de mortalidade e, posteriormente, de ganho em área basal. O autodesbaste se inicia, quando os recursos necessários para o crescimento das árvores, decrescem abaixo da demanda exigida, prejudicando o desenvolvimento das espécies e iniciando um processo de competição por espaço e recursos. Esse processo de competição resulta em comunidades com uma densidade menor, porém compostas por um maior número de árvores de grande porte (GARCIA et al., 2015; HIGUCHI et al., 2008; PHILLIPS et al., 2002; WEBER et al., 2008).

A desaceleração do crescimento da área basal e o aumento da mortalidade de indivíduos observados, principalmente, a partir do ano de 2009, demonstram um aumento da competição dos indivíduos por recursos e espaço

necessários ao seu desenvolvimento e sobrevivência, resultando em uma intensificação do processo de autodesbaste. Essa intensificação do autodesbaste, após o ano de 2009, tem resultado no início de um ciclo rítmico caracterizado pelo desbalanceamento em favor da mortalidade e da perda em área basal.

O predomínio de anos secos (IAC) pode ter influenciado no ciclo rítmico do fragmento florestal, contribuindo para o desbalanceamento entre as taxas de dinâmica. O aumento da mortalidade e a redução do recrutamento e crescimento dos indivíduos têm sido descritos como uma das principais respostas das florestas tropicais à ocorrência de eventos de secas, interferindo na velocidade das modificações estruturais das florestas tropicais (PHILLIPS et al., 2010; QUESADA et al., 2012; ROITMAN et al., 2016).

Com isso, a seca mais intensa, provocada pelos baixos índices de precipitações e altas temperaturas, observada entre 2012 a 2015 (GETIRANA, 2016), pode ter intensificado as alterações na comunidade arbórea, no terceiro intervalo, influenciando no padrão encontrado no fragmento florestal. Neste caso, o padrão encontrado pode ser em razão do déficit hídrico ter tornado a estação seca ainda mais restritiva, para algumas espécies, causando uma redução no crescimento das árvores e aumento da mortalidade de indivíduos. Nas florestas semidecíduas, a disponibilidade de água é considerada o fator mais importante, para o crescimento das árvores (LISI et al., 2008), com o mesmo ocorrendo, principalmente, durante a estação chuvosa (KUSHWAHA; SINGH, 2005; O'BRIEN et al., 2015; PONTARA et al., 2016). O aumento da exposição das espécies arbóreas ao estresse hídrico influencia o crescimento desses indivíduos pela baixa disponibilidade de água no solo poder limitar atividades fisiológicas, como fotossíntese, respiração e absorção de carbono (FARGEON et al. 2016; SANTIAGO et al., 2016). Essa desaceleração do crescimento, no período, resultou em uma redução no acúmulo de área basal na comunidade arbórea.

Os eventos de seca, também, podem influenciar no recrutamento de indivíduos. Nos ambientes de climas sazonalmente secos, um dos fatores que regula o recrutamento de indivíduos é a disponibilidade de água, com as maiores taxas ocorrendo nos períodos de maior umidade (MORTON et al., 2011; SILVEIRA; MARTINS; ARAÚJO, et al., 2016). Já o aumento da mortalidade pode estar associado ao fato da seca provocar a morte de árvores já enfraquecidas naturalmente, como aquelas que são suprimidas de forma competitiva, intolerantes à seca, afetadas por doenças, ou que estão em fase de senescência, de forma que o estresse hídrico aceleraria a mortalidade predestinada (FELDPAUSCH et al., 2016).

A ocorrência de eventos estocásticos, como a ação de ventos, ataque de fungos e herbívoros e a senescência dos indivíduos, também, pode influenciar no desbalanço entre as taxas de dinâmicas (CUBAS; WATZLAWICK; FIGUEIREDO-FILHO et al., 2016; SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987; VANCLAY, 1994.) Eventos naturais podem ser ou não estocásticos, pois foi observado um evento natural no fragmento estudado, ocorrendo o desbarrancamento de parte de uma parcela, no período entre 2009 a 2015. Essa parcela está localizada, à margem do curso d'água, na classe de solo Neossolo B. As margens dos rios são ambientes caracterizados como dinâmicos, sendo influenciados por uma série de fatores que alteram a sua configuração e os padrões das comunidades vegetais (KYLE, LEISMAN et al. 2009). O desbarrancamento, verificado na margem do fragmento florestal, ocorreu em virtude da água do rio promover a retirada contínua de sedimentos, na margem côncava (ponto de maior velocidade da corrente) da encosta, provocando o desmoronamento (CHRISTOFOLETTI, 1980).

O número de mortos na parcela que desbarrancou representa 35% do total de mortos do Neossolo B, resultando numa taxa de mortalidade de 6,65% ano⁻¹ nesse ambiente. Na amostra total, a influência desse distúrbio foi menor,

com o número de mortos desta parcela correspondendo por 11% do número total de mortos da comunidade. Com isso, a amostra total apresentou uma taxa de mortalidade de 3,78% ano⁻¹ no terceiro intervalo. Apesar disso, em relação aos intervalos anteriores, a taxa de mortalidade, no ambiente Neossolo B e na Amostra Total, ainda, mostrou-se elevada, mesmo após a remoção da parcela que desbarrancou, com taxas de 5,27% ano⁻¹ e 3,48% ano⁻¹, respectivamente. Isso demonstra que apenas esse fator não é suficiente para explicar a alta mortalidade durante esse intervalo.

As baixas taxas de recrutamento estão relacionadas ao estágio atual de sucessão e ao estado de proteção da floresta. Taxas de recrutamento mais baixas são esperadas com o amadurecimento da floresta, pelo aumento da cobertura vegetal reduzir o recrutamento de espécies pioneiras (LEBRIJA-TREJOS et al., 2010). Neste caso, as taxas de recrutamento são mantidas, principalmente, por espécies não pioneiras que possuem um recrutamento baixo, mas constante ao longo de todo o processo de desenvolvimento da floresta (LEBRIJA-TREJOS et al., 2010).

Com o aumento da cobertura da floresta, a quantidade de novos recrutas, principalmente das espécies pioneiras, está condicionada à ocorrência e à intensidade de distúrbios formadores de clareiras (BUDOWSKI, 1965; LAURANCE et al., 1998; LIMA, 2005; ROSSI et al., 2007; SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987). Nos ambientes Cambissolo e Argissolo do fragmento florestal, o recrutamento de espécies pioneiras fica restrito, em sua maioria, às clareiras formadas por quedas de galhos ou de árvores isoladas. Entretanto essas pequenas perturbações resultam no aparecimento de poucos indivíduos novos na comunidade arbórea (PAULA et al., 2004; SILVA, 1989; SILVA et al., 2003). No ambiente Neossolo B, a ocorrência de inundações, nos períodos de precipitações intensas, consiste em um importante distúrbio que pode alterar a dinâmica nessa parte do fragmento. O transbordamento do rio

pode levar vários indivíduos à morte por tombamento ou submersão (DAMASCENO-JÚNIOR et al., 2004; SILVA et al., 2011). Com a morte desses indivíduos, o espaço aberto na comunidade favorece o recrutamento de novos indivíduos em consequência da natureza dos processos, em que períodos com predomínio da mortalidade são contrabalanceados por fases de recrutamento (FELFILI et al., 1995a).

Assim, foi verificado um desbalanço na dinâmica da comunidade arbórea, corroborando com a hipótese. Esse desbalanço pode ter sido, em função dos ciclos rítmicos, que são flutuações típicas das florestas naturais não perturbadas. A ocorrência desses ciclos no fragmento tem sido influenciada pelo estágio avançado de sucessão da floresta, pelas variações climáticas e por eventos naturais.

5.3 Transformações demográficas e estruturais da comunidade arbórea entre as classes de solos

As comunidades arbóreas, presentes nas classes de solos do fragmento estudado, apresentaram um comportamento dinâmico semelhante, caracterizado por um desbalanceamento entre as taxas de dinâmica que resultou em uma tendência de aumento da área basal e redução da densidade de indivíduos. Esse comportamento temporal semelhante resultou em poucas diferenças nos parâmetros estruturais e de dinâmica entre os ambientes formados pelos solos, demonstrando que eles podem não ser os principais determinantes dos processos dinâmicos no fragmento florestal.

Portanto, apesar da existência de um gradiente de fertilidade e textura entre as classes de solos (BOTREL et al., 2002), a dinâmica semelhante sugere que essas variações podem não ser heterogêneas o suficiente para resultar em modificações temporais na estrutura da comunidade. Em outros trabalhos

realizados em florestas tropicais semidecíduas, também, não se observaram diferenças significativas na dinâmica florestal entre ambientes formados por classes de solos (HIGUCHI et al., 2008; MEYER et al., 2015).

Variações na dinâmica florestal associada a classes de solos foram observadas quando a fertilidade apresentava uma grande variação (PHILLIPS et al., 2004; QUESADAS et al., 2009; RUSSO et al., 2008). No fragmento florestal, as maiores concentrações de nutrientes foram encontradas nos solos arenosos (Neossolos B), localizados nas partes mais baixas do fragmento, próximos à margem do rio. Estes maiores teores de nutrientes podem estar relacionados à deposição constante de sedimentos pelas cheias do rio (RODRIGUES et al., 2016) e/ou lixiviação das partes mais altas do fragmento. No entanto essa maior concentração de nutrientes, na camada superficial dos Neossolos B, pode não ser capaz de afetar fortemente a dinâmica florestal nesse ambiente a ponto de diferenciá-la das comunidades arbóreas presentes nas outras classes de solo. Toledo, J. J. et al. (2011), também, destacam que variações na fertilidade do solo podem não ter um forte efeito sobre a dinâmica da floresta em escala local. Estes autores inferem, ainda, que o efeito da fertilidade do solo na dinâmica da floresta é mais fácil de detectar quando a concentração de nutrientes varia amplamente em grande escala.

A resposta semelhante às condições edáficas, observada no fragmento florestal, pode estar relacionada ao tamanho reduzido do fragmento, que proporcionaria um gradiente ambiental menos pronunciado. Áreas pequenas tendem a apresentar uma menor heterogeneidade de habitats, em função das condições físicas mais similares (luz, água, solo, etc) (COSTA et al., 2012), enquanto áreas com maiores extensões englobam uma maior heterogeneidade ambiental (CAVENDER-BARES et al., 2009).

As poucas diferenças encontradas estão associadas a uma dinâmica diferenciada na biomassa dos indivíduos do Neossolo B e uma maior densidade

de indivíduos no Argissolo. As altas taxas de perda e ganho em área basal podem estar relacionadas à variação na precipitação, que pode resultar em períodos com uma estação seca mais extensa e/ou em inundações sazonais. As florestas que sofrem com inundações são caracterizadas por apresentarem o lençol freático próximo ou sobre a superfície do terreno, durante o ano todo, inclusive, na estação seca (RIBEIRO; WALTER, 2008). No Neossolo B, a proximidade do lençol freático com a superfície proporciona uma maior disponibilidade hídrica, que pode favorecer o crescimento dos indivíduos e resultar em taxas mais altas de ganhos em área basal. A disponibilidade de água, em florestas semidecíduas, consiste no fator mais importante para o crescimento das árvores (LISI et al., 2008).

Períodos de precipitações intensas podem provocar nesse ambiente inundações ocasionais pelo transbordamento do leito do rio e/ou elevação do lençol freático (JUNK; BAYLEY; SPARKS et al. 1989; LIMA et al., 2005). Essas perturbações alteram a estrutura da floresta que margeia o rio com o aumento da mortalidade de indivíduos e da perda em área basal (DAMASCENO-JUNIOR et al., 2004; SILVA et al., 2011). Esses períodos com elevados índices de precipitações podem ter ocorrido, durante o verão dos anos chuvosos, causando danos à área basal da comunidade arbórea. Como o número de mortos não diferiu entre as classes de solos, os danos na área basal podem ter sido provocados por taxas de mortalidade mais altas entre os indivíduos de maiores diâmetros presentes no Neossolo B. A morte de caules de indivíduos, que se mantiveram vivos após a inundação, também, pode ter contribuído para o aumento das taxas de perda em área basal. Esses indivíduos mantêm-se vivos na comunidade, a partir do crescimento de brotações de cepas e de ramos laterais, resultando no seu perfilhamento, o qual consiste em uma importante adaptação aos ambientes com excesso hídrico, proporcionando aos indivíduos maior capacidade de sobrevivência (SILVA et al., 2011).

A maior disponibilidade de água, nessa parte do fragmento florestal, favorece, também, a ocorrência de espécies adaptadas à essa condição (BOTREL et al., 2002; CAMARGOS et al., 2008). Contudo, nos períodos de seca, pequenas mudanças na disponibilidade de água nesse ambiente podem levar à morte indivíduos adaptados à condição de saturação hídrica (ITOH et al., 2012; TOCKNER; STANFORD, 2002), o que resulta, também, em taxas mais altas de perdas em área basal.

As diferenças na densidade entre as classes de solos já haviam sido descritas por Botrel et al. (2002), demonstrando que as distinções atuais ainda representam o histórico de cada ambiente. No entanto, apesar de apresentar uma maior densidade de indivíduos, o Argissolo possui uma área basal semelhante às outras classes de solos, o que significa que essa comunidade arbórea é composta por indivíduos com diâmetros menores.

O comportamento, observado na comunidade arbórea, pode sugerir, ainda, que outros fatores podem ter um papel importante na determinação da dinâmica da floresta estudada. Isso ocorre, porque a dinâmica florestal pode ser influenciada por diversos fatores como, por exemplo, disponibilidade de luz e água, topografia, vigor dos indivíduos arbóreos, distúrbios ambientais e efeito de borda (AUBRY-KIENTZ et al., 2015; FARGEON et al., 2016), tornando o comportamento dinâmico da comunidade arbórea difícil de ser entendido.

Além disso, a dinâmica semelhante entre as comunidades arbóreas das classes de solo pode ser um resultado do processo de montagem da comunidade. Neste local, os filtros ambientais, como o solo, afetaram a vida dos indivíduos arbóreos ancestrais e, assim, moldaram e especializaram a evolução das espécies atuais (BEGON; TOWNSEND; HARPER, et al., 2007). Isso demonstra que as espécies encontradas ali são aptas para aquelas condições ambientais, pois representam o sucesso e as falhas dos seus ancestrais (BEGON; TOWNSEND; HARPER, et al., 2007).

Com a evolução, as espécies desenvolveram traços fenotípicos semelhantes pelo compartilhamento das mesmas exigências ambientais (CAVENDER-BARES et al., 2009). Porém, como esse filtro ambiental já selecionou as espécies que ocorrem naquele local, o mesmo pode não ser mais suficiente para moldar a estrutura e a dinâmica da comunidade atualmente. Entretanto a ocorrência de espécies, estreitamente relacionadas, resulta em fortes interações competitivas pelas semelhanças ecológicas, limitando, assim, a convivência e conduzindo a seleção para características divergentes (CAVENDER-BARES et al., 2009). Neste caso, a estrutura e a dinâmica atual podem estar sendo moldadas por fatores bióticos, como a competição. No entanto são necessários estudos sobre os efeitos da história evolutiva e origem das espécies, na montagem e diversidade da comunidade arbórea, a fim de compreender como as comunidades foram estruturadas no tempo e espaço.

A análise da dinâmica da comunidade arbórea, a partir de classes de solos, demonstrou comportamento semelhante entre esses ambientes, refutando a hipótese. Isso pode ter ocorrido em razão da variabilidade edáfica do fragmento não ser pronunciada o suficiente para expressar variações na dinâmica da floresta.

5.4 Dinâmica dos indivíduos arbóreos por classes diamétricas

A estrutura e a dinâmica da comunidade arbórea apresentaram variações entre indivíduos de diferentes tamanhos. A abundância foi maior nos indivíduos das menores classes de diâmetro, representando o padrão típico das florestas naturais inequidâneas autorregenerantes, em que as pequenas árvores correspondem pela maioria da população e poucos desses indivíduos conseguem emergir e atingir o dossel (FARIA LOPES et al., 2011; MEYER, 1952). Na maioria das comunidades arbóreas, este domínio em número de indivíduos que

as pequenas árvores apresentam provoca grande influência sobre as taxas de mortalidade e recrutamento de toda a floresta (STEPHENSON; VAN MANTGEM, 2005), resultando em uma mortalidade desproporcional entre as classes de tamanho.

A mortalidade mais alta entre as pequenas árvores é associada à competição mais acirrada por recursos como espaço, luz, nutrientes e água, que são fundamentais para o crescimento e desenvolvimento das plantas, aumentando, assim, a probabilidade de morte destes indivíduos (AUBRY-KIENTZ et al., 2015; BRAGA; REZENDE, 2007; MEYER et al., 2015). Neste caso, espécies que exigem grande incidência de luz, nos estágios iniciais de desenvolvimento, podem ter sido desfavorecidas, contribuindo para o padrão encontrado na floresta estudada (MEWS et al., 2011). A mortalidade predominante, nas menores classes de diâmetro, demonstra que o processo de autodesbaste da floresta tem sido mais intenso entre as árvores de menor porte.

A redução da densidade favorece o crescimento dos indivíduos, possibilitando o aumento da área basal e a migração para classes de tamanhos superiores. Essa migração possibilitou o aumento na frequência das classes diamétricas acima dos 20 cm na amostra total e nas classes de solos. Este comportamento demonstra que o espaço está sendo ocupado, cada vez mais, por um número maior de indivíduos mais grossos, dando indícios de que a floresta está em processo de amadurecimento (SCHAAF et al., 2006).

O crescimento apresentou uma tendência de aumento com as maiores classes de diâmetro, com as árvores maiores expressando taxas de crescimento mais aceleradas, como descrito em outros estudos (FELFILI, 1995a; POORTER et al., 2008; RUSSO et al., 2008; SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987). Esse maior crescimento observado nas grandes árvores pode estar relacionado ao fato desses indivíduos, normalmente, ocuparem o estrato superior da floresta e apresentarem maiores áreas de copas (HÉRAULT et al., 2011). Esta condição

possibilita interceptar mais luz que as espécies menores que ocupam o sub-bosque da floresta, resultando em uma menor competição e permitindo que esses indivíduos apresentem taxas de crescimento mais rápidas (KING et al., 2005; POORTER et al., 2008; RÜGER et al., 2012).

A quantidade de luz interceptada é um dos principais determinantes do crescimento das árvores, inclusive, em espécies de florestas estacionais semidecíduais (BAKER; BURSLEM; SWAINE et al., 2003; KING et al., 2005). Nas florestas semidecíduas, as copas que ocupam o dossel podem interceptar, aproximadamente, 95% da radiação solar, durante a estação chuvosa (ANDRADE et al., 2014; HERNANDES et al., 2004), que é o período favorável para o crescimento das plantas nesse ambiente (KUSHWAHA; SINGH, 2005; O'BRIEN et al., 2015; PONTARA et al., 2016).

A deciduidade das árvores do dossel, durante a estação seca, pode favorecer apenas as plantas exigentes de luz, que aproveitariam da redução da competição por esse recurso e da umidade nos horizontes superficiais do solo, mantida pelo acúmulo da serapilheira, para se desenvolverem (SOUZA; GANDOLFI; RODRIGUES, 2014). No entanto os indivíduos de pequeno porte, principalmente, os tolerantes à sombra, tendem a alocar os seus recursos mais na tentativa de se manterem na comunidade do que na produção de material lenhoso, o que pode limitar o seu crescimento (SCHAAF et al., 2006; SOUZA; GANDOLFI; RODRIGUES, 2014).

Além das condições de crescimento, a estratégia de vida, também, influencia as taxas de crescimento. Espécies pioneiras priorizam o rápido crescimento inicial, mas apresentam taxas decrescentes quando atingem maiores tamanhos (RÜGER et al., 2012). Por outro lado, tem sido observada uma redução da importância desse grupo de espécies, ao longo período de monitoramento, diminuindo a sua influência sobre as taxas de crescimento. Em contraste, as espécies não pioneiras apresentam crescimentos iniciais lentos, mas

sustentam um crescimento cada vez mais rápido em tamanhos maiores (RÜGER et al., 2012), visto que elas têm predominado no fragmento.

O crescimento dos indivíduos, associados ao saldo positivo do número de ingressantes nas classes acima de 20 cm, resultou no aumento do acúmulo de área basal nas maiores classes de diâmetro. A área basal é uma variável que pode expressar tanto a existência de diferentes condições de crescimento (sítio) quanto estágio de sucessão diferenciado (FIGUEIREDO-FILHO et al., 2010). Neste caso, as concentrações da área basal nas classes de diâmetro intermediárias e o aumento desta variável em direção às maiores classes podem indicar o processo de amadurecimento da floresta. A forte participação das pequenas árvores (5 a 10 cm), na área basal acumulada no Argissolo, pode caracterizar um estágio sucessional diferenciado nestas classes de solos quando comparadas com as demais.

No entanto, no período entre 2009 a 2015, foi observada uma desaceleração do crescimento das árvores, principalmente, entre os grandes indivíduos (40 a 80 cm). Um dos fatores que pode ter contribuído para esse resultado foi o predomínio de anos secos (IAC), observado na região no período entre 2009 e 2015. Este período coincide com os índices de precipitação mais baixos e de temperaturas mais elevadas observados na região Sudeste nas últimas décadas (GETIRANA, 2016). Nas florestas semidecíduas, a disponibilidade de água possui um papel mais importante no crescimento das árvores do que condições locais como topografia, disponibilidade de nutrientes e competição intraespecífica (LISI et al., 2008). Os efeitos das secas tendem a ser mais severos nos indivíduos arbóreos de grande porte que ocupam o dossel da floresta pela exposição às altas temperaturas e radiação (PHILLIPS et al., 2010; ROLIM et al., 2005; ROWLAND et al., 2015). Neste caso, o crescimento do caule é um dos primeiros processos a serem reduzidos pelas plantas em condições de estresses (DOBBERTIN, 2005).

Outra hipótese seria de que os indivíduos desta classe já teriam atingido o seu pico de crescimento e o qual estaria a diminuir com a idade dos indivíduos (BOWMAN et al., 2013). Já o decremento, observado na classe de diâmetro de 40 a 80 cm no Neossolo B, neste período, pode estar associado à perda de parte da planta, desprendimento da casca ou retração do tronco relacionado à perda de água (OLIVEIRA; FELFILI, 2008; PONTARA et al., 2016), uma vez que não foi verificada a morte de nenhum indivíduo.

A distribuição dos indivíduos arbóreos em classes de tamanho demonstra que as alterações, na estrutura da comunidade arbórea, têm ocorrido de maneira diferenciada entre os indivíduos, evidenciando uma redução da importância das pequenas árvores e um aumento das grandes na estrutura da comunidade. Essas variações estão associadas à alternância da precipitação, ao longo do período de monitoramento e ao processo de amadurecimento da floresta, que associados às condições de crescimento resultam em intensidades diferentes de competição entre os indivíduos.

5 CONCLUSÃO

A comunidade arbórea do fragmento de floresta estacional semidecidual apresentou variações temporais que podem ser respostas ao processo de autodesbaste, distúrbios naturais e/ou variações climáticas. Esses eventos têm influenciado os ciclos rítmicos da floresta, resultando no desbalanceamento entre as taxas de dinâmica, o que confirma a primeira hipótese.

No entanto a dinâmica desbalanceada foi verificada, em todas as classes de solos, não resultando em variações espaciais que expressem as condições edáficas do fragmento florestal. Esse resultado refuta a segunda hipótese e sugere que as diferenças de recursos entre os solos podem não ser heterogêneas o suficiente, para resultar em modificações temporais, na estrutura da comunidade em pequenas escalas.

Nas classes de diâmetros, foram observadas variações na dinâmica entre as classes de tamanho, corroborando com a terceira hipótese. A densidade e a mortalidade de indivíduos foram maiores entre as pequenas árvores, enquanto a área basal e o crescimento dos indivíduos concentraram-se nos grandes indivíduos. Essas variações estão associadas à competição entre os indivíduos, às condições de crescimento e à alternância da precipitação ao longo do período de monitoramento.

REFERÊNCIAS

ADAMS, H. D. et al. Temperature sensitivity of drought-induced tree mortality portends increased regional die-off under global-change-type drought. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Allahabad, v. 106, n. 17, p. 7063–7066, 2009.

ALLEN, C. D. et al. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 259, n. 4, p. 660–684, 2010.

ALVARENGA, L. Precipitação no sudeste brasileiro e sua relação com a Zona de Convergência do Atlântico Sul. **Revista Agrogeoambiental**, Pouso Alegre, n. 2002, p. 1–7, 2012.

ANDRADE, A. M. D. de et al. Radiação fotossinteticamente ativa incidente e refletida acima e abaixo do dossel de floresta de mata atlântica em Coruripe, Alagoas. **Revista Brasileira de Meteorologia**, São José dos Campos, v.29, n.1, 68 - 79, 2014.

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, 2005.

AUBRY-KIENTZ, M. et al. Identifying climatic drivers of tropical forest dynamics. **Biogeosciences**, Hoboken, v. 12, n. 19, p. 5583–5596, 2015.

BAKER, T. R.; BURSLEM, D. F. R. P.; SWAINE, M. D. Associations between tree growth, soil fertility and water availability at local and regional scales in Ghanaian tropical rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 19, n. 02, p. 109-125, 2003.

BARBOSA, F. A. R. Uma breve história do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD-CNPq) do Brasil: da semente ao fruto. In: TABARELLI, M. et al (Ed.). **PELD-CNPq Dez anos do programa de pesquisas Ecológicas de Longa Duração no Brasil: Achados, Lições e Perspectivas**. Recife: Ed. Universitária UFPE, 446 p., 2013.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4 ed., Porto Alegre: Artmed, 752 p., 2007.

BOHLMAN, S. A et al. Importance of soils, topography and geographic distance in structuring central Amazonian tree communities. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 19, n. 6, p. 863–874, 2008.

BOTREL, R. et al. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 195–213, 2002.

BOWMAN et al. Detecting trends in tree growth: not so simple. **Trends in Plant Science**, Oxford, v. 18, n. 1, p. 11-17, 2013.

BRAGA, F. M. S.; REZENDE, A. V. Dinâmica da vegetação arbórea da mata de galeria do Catetinho, Brasília-DF. **Cerne**, Lavras, v. 13, n. 2, p. 138–148, 2007.

BUDOWSKI, G. N. Distribution of tropical American rain forest species in the light of succession processes. **Turrialba**, San José, v. 15, n.1, p. 40-2, 1965.

CAMARGOS, V. L. et al. Influência de fatores edáficos sobre variações florísticas na Floresta Estacional Semidecídua no entorno da Lagoa Carioca, Parque Estadual do Rio Doce, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 22, n. 1, p. 75-84, 2008.

CARVALHO, J. O. P. Dinâmica de florestas naturais e sua implicação para o manejo florestal. Curitiba: **EMBRAPA-CNPQ**, p.43-55, 1997.

CAVALCANTI, I. F. A. Large scale and synoptic features associated with extreme precipitation over South America: A review and case studies for the first decade of the 21st century. **Atmospheric Research**, Amsterdam, v. 118, p. 27–40, 2012.

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

CENTRO DE PREVISÃO DE TEMPO E ESTUDOS CLIMÁTICOS/ INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - CPTEC/INPE. **Síntese Sinótica do Mês de Janeiro de 2014**, 2014. Disponível em: <<http://www.cptec.inpe.br/noticias/noticia/125818>>. Acesso em: 15 fev. 2015.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. São Paulo: Edgard Blucher, 200 p., 1980.

CLARK, D. B. Los factores edáficos y la distribución de las plantas. In: GUARIGUATA, M. R.; KATTÁN, G (eds). **Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales**, Cartago: Libro Universitario Regional , p. 193–221, 2002.

COELHO, C. A. S.; CARDOSO, D. H. F.; FIRPO, M. A. F. A seca de 2013 a 2015 na região sudeste do Brasil. **Revista Climanalise**, São José dos Campos, 2016. Disponível em: <<http://climanalise.cptec.inpe.br/~rclimanl/revista/pdf/30anos/Coelhoetal.pdf>>. Acesso em: 12 mar. 2017.

COELHO, C. A. S. et al. The 2014 southeast Brazil austral summer drought: regional scale mechanisms and teleconnections. **Climate Dynamics**, Berlin, v. 46, n. 11, p. 3737-3752, 2016.

COSTA, T. L. et al. Estrutura e dinâmica da vegetação em um remanescente de Floresta Atlântica/Nordeste, Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias (Agrária)**, Recife, v. 7, n. 3, p. 493-501, 2012.

CTFS. Center for Tropical Forest Science. **Barro Colorado Island**, 2016. Disponível em: <<http://www.ctfs.si.edu/site/Barro+Colorado+Island>>. Acesso em: 26 dez. 2015.

CUBAS, R.; WATZLAWICK, L. F.; FIGUEIREDO-FILHO, A. Incremento, ingresso, mortalidade em um remanescente de floresta ombrófila mista em Três Barras-SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 3, p. 889-900, 2016.

DAMASCENO-JUNIOR, G. A. et al. Tree mortality in a riparian forest at Rio Paraguai, Pantanal, Brazil, after an extreme flooding. **Acta Botanica Brasílica**, Porto Alegre, v. 18, n. 4, p. 839–846, 2004.

DANTAS, A. A. A.; CARVALHO, L. G.; FERREIRA, E. Climatic classification and tendencies in Lavras region, MG. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 31, n. 6, p. 1862-1866, 2007.

DOBBERTIN, M. Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. **European Journal of Forest Research**, Berlin Heidelberg, v. 124, n. 4, p. 319-333, 2005.

EBRAHIMI, M.; MASOODIPOUR, A.; RIGI, M. Role of Soil and Topographic

Features in Distribution of Plant Species (Case study: Sanib Taftan Watershed). **Ecopersia**, v. 3, n. 1, p. 917–932, 2015.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 3. ed., 2013.

ENGELBRECHT, B. M. J. et al. Drought sensitivity shapes species distribution patterns in tropical forests. **Nature**, London, v. 447, n. 7140, p. 80-82, 2007.

FARGEON, H. et al. Vulnerability of commercial tree species to water stress in logged forests of the Guiana shield. **Forests**, Basel, v. 7, n. 5, p. 1–21, 2016.

FARIA LOPES, S. et al. Caracterização ecológica e distribuição diamétrica da vegetação arbórea em um remanescente de floresta estacional semidecidual, na fazenda experimental do glória, Uberlândia, MG. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 27, n. 2, p. 322–335, 2011.

FASHING, P. J. et al. Long-term tree population dynamics and their implications for the conservation of the Kakamega Forest, Kenya. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 13, n. 4, p. 753-771, 2004.

FELDPAUSCH, T. R. et al. Amazon forest response to repeated droughts. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 30, n. 7, p. 964-982, 2016.

FELFILI, J. M. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. **Vegetatio**, The Hague, v. 117, n. 1, p. 1–15, 1995a.

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

FIGUEIREDO-FILHO, A.; DIAS, A. N.; STEPKA, T. F.; SAWEZUK, A. R. Crescimento, mortalidade, ingresso e distribuição diamétrica em floresta ombrófila mista. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 40, n. 4, p. 763-776, 2010

FINGER, C.A.G. **Fundamentos de biometria florestal**. Santa Maria: CEPEF/FATEC, 269 p., 1992.

GARCIA et al. Florestas ciliares apresentam dinâmica uniforme?. In.: DAVIDE, A. C.; BOTELHO, S. A (Orgs.). **Fundamentos e métodos de restauração de**

ecossistemas florestais: 25 anos de experiências em matas ciliares. Lavras: Ed. UFLA, 636 p., 2015.

GETIRANA, A. Extreme Water Deficit in Brazil Detected from Space. **Journal of Hydrometeorology**, Boston, v. 17, n. 2, p. 591–599, 2016.

GONZAGA, A. P. D. et al. Diagnóstico florístico-estrutural do componente arbóreo da floresta da Serra de São José, Tiradentes, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 22, n. 2, p. 505–520, 2008.

GOURLET-FLEURY, S. et al. Environmental filtering of dense-wooded species controls above-ground biomass stored in African moist forests. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 99, n. 4, p. 981–990, 2011.

GUREVICH, J.; SCHEINER, S. M.; FOX, A. F. **Ecologia Vegetal**. 2 ed. Porto Alegre: Artmed, 2009, 592 p.

HAMMER, O.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Paleontological statistics soft ware package for education and data analysis. **Palaentologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 9, 2001. Disponível em: <http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/past.pdf>. Acesso em: 10 abr. 2016.

HERAULT, B. et al. Functional traits shape ontogenetic growth trajectories of rain forest tree species. **Journal of ecology**, Oxford, v. 99, n. 6, p. 1431-1440, 2011.

HERNANDES, J. L.; PEDRO JÚNIOR, M. J.; BARDIN, L. Variação estacional da radiação solar em ambiente externo e no interior de florestasemidecídua. **Revista Árvore**, Viçosa, v.28, n.2, p.167-172, 2004

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, v. 32, n. 3, p. 417–426, 2008.

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

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira** (Manuais Técnicos em Geociências nº 1). Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

(IBGE), nº1, 2. ed., 2012.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - IMNET. **BDMEP: Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa**, 2015 Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em: 15 fev. 2015.

ITOH, A. et al. The Effect of Habitat Association and Edaphic Conditions on Tree Mortality during El Niño-induced Drought in a Bornean Dipterocarp Forest. **Biotropica**, Washington, v. 44, n. 5, p. 606–617, 2012.

JENTSCH, A.; BEIERKUHNLIN, C.; WHITE, P. S. Scale, the dynamic stability of forest ecosystems, and the persistence of biodiversity. **Silva Fennica**, Helsinki, v. 36, n. 1, p. 393–400, 2002.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: DODGE, D. P. (ed.). Proceedings of the International Large River Symposium. **Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences**, v. 106, n. 1, p. 110-127, 1989.

KING, D. A. et al. Tree growth is related to light interception and wood density in two mixed dipterocarp forests of Malaysia. **Functional Ecology**, Oxford, v. 19, n. 3, p. 445–453, 2005.

KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth and Mortality of Trees in Amazonian Tropical Rain-Forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 5, p. 77–86, 1994.

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

KUSHWAHA, C. P.; SINGH, K. P. Diversity of leaf phenology in a tropical deciduous forest in India. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 21, n. 2005, p. 47–56, 2005.

KYLE, G.; LEISHMAN, M. R. Plant functional trait variation in relation to riparian geomorphology: The importance of disturbance. **Austral Ecology**, Carlton, v. 34, n. 7, p. 793–804, 2009.

LAURANCE, S. G. W. et al. Influence of soils and topography on Amazonian

tree diversity: A landscape-scale study. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 21, n. 1, p. 96–106, 2010.

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

LEBRIJA-TREJOS, E. et al. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 12, n. 4, p. 267–275, 2010.

LEWIS, S. L. et al. Changing ecology of Tropical Forests: evidence and drivers. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 40, p. 529–549, 2009.

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. 929–944, 2004.

LIEBERMAN, D. et al. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 73, n. 3, p. 915, 1985.

LIMA, J. A. D. S. et al. Agrupamento de espécies arbóreas de uma floresta tropical por características de solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 1, p. 109–116, 2003.

LIMA, R. F. de L. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.28, n.4, p.651-670, 2005.

LINDENMAYER, D. B. et al. Value of long-term ecological studies. **Austral Ecology**, Carlton, v. 37, n. 7, p. 745–757, 2012.

LISI, C. S. et al. Tree-ring formation, radial increment periodicity, and phenology of tree species from a seasonal semi-deciduous forest in southeast Brazil. **Iawa Journal**, Utrecht, v. 29, n. 2, p. 189-207, 2008.

LLOYD, A. H.; GRAUMLICH, L. J. Holocene dynamics of treeline forests in the Sierra Nevada. **Ecology**, New York, v. 78, n. 4, p. 1199-1210, 1997.

LUIZÃO, F. J. et al. Impactos antrópicos no ecossistema de Floresta Tropical.

In: TABARELLI, M. et al (Ed.). **PELD-CNPq Dez anos do programa de pesquisas Ecológicas de Longa Duração no Brasil: Achados, Lições e Perspectivas**. Recife: Ed. Universitária UFPE, 446 p., 2013.

MAGNUSSON, M et al. **Biodiversidade e Monitoramento Ambiental Integrado**. Santo André: Áttema Editorial , 356 p., 2013.

MALHI, Y. et al. An international network to monitor the structure, composition and dynamics of Amazonian forests (RAINFOR). **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 13, p. 439–450, 2002.

MARCUZZO, F. F. N.; MELO, D. C. R.; ROCHA, H. M. Distribuição espaço-temporal e sazonalidade das chuvas no Estado do Mato Grosso. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 16, n. 4, p. 157-167, 2011.

MARENGO, J. A. et al. A seca e a crise hídrica de 2014-2015 em São Paulo. *Revista USP*, São Paulo, n. 106, p. 31-44, 2015.

MARENGO, J. A. et al. **Climate change and extreme events in Brazil**. Rio de Janeiro: Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável, 39 p., 2008.

MARTINS, K. G. et al. Effects of soil conditions on the diversity of tropical forests across a successional gradient. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 349, p. 4–11, 2015.

MEWS, H. A. et al. Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em floresta estacional semidecidual na transição cerrado-floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, Porto Alegre, v. 25, n. 4, p. 845–857, 2011.

MEYER, P. B. et al. Dinâmica estrutural em um fragmento de floresta estacional semidecidualifólia em Lavras, MG, Brasil. **Cerne**, Lavras, v. 21, n. 2, p. 259–265, 2015.

MEYER, H. A. Structure, growth and drain in balanced uneven-aged forest. **Journal of Forestry**, Washington, v. 50, p. 85- 92, 1952.

MISSIO, F. et al. Trade-offs and spatial variation of functional traits of tree species in a subtropical forest in southern Brazil. **iForest - Biogeosciences and Forestry**, Viterbo, v. 0, n. 0, p. e1–e5, 2016.

MORENO, M. I. C.; SCHIAVINI, I.; HARIDASAN, M. Fatores edáficos influenciando na estrutura de fitofisionomias do cerrado. **Caminhos da**

Geografia, Uberlândia, v. 9, n. 25, p. 173–194, 2008.

MORTON, S. R. et al. A fresh framework for the ecology of arid Australia. **Journal of Arid Environments**, London, v. 75, n. 4, p. 313-329, 2011.

O'BRIEN, M. J. et al. Contrasting nonstructural carbohydrate dynamics of tropical tree seedlings under water deficit and variability. **New Phytologist**, Cambridge, v. 205, n. 3, p. 1083–1094, 2015.

OLIVEIRA, A. P.; 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 de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 4, p. 597-610, 2008.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 1, p. 149–161, 2007.

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

OLIVEIRA-FILHO, A. T. **NeoTropTree, Flora arbórea da Região Neotropical**: Um banco de dados envolvendo biogeografia, diversidade e conservação. Universidade Federal de Minas Gerais, 2014. Disponível em: <<http://www.icb.ufmg.br/treetatlan/>>. Acesso em: 25 mar. 2016.

ORGANIZATION FOR TROPICAL STUDIES. **La Selva Biological Station**, 2015. Disponível em: <http://www.ots.ac.cr/index.php?option=com_content&task=view&id=162&Itemid=348>. Acesso em: 26 dez. 2015.

PALOW, D. T.; NOLTING, K.; KITAJIMA, K. Functional trait divergence of juveniles and adults of nine *Inga* species with contrasting soil preference in a tropical rain forest. **Functional Ecology**, Oxford, v. 26, n. 5, p. 1144–1152, 2012.

PAN, Y. et al. The Structure, Distribution, and Biomass of the World's Forests. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 44, n. 1, p. 593–622, 2013.

PAULA, Alessandro de et al. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, 2004.

PENA-CLAROS, M. et al. Soil effects on forest structure and diversity in a moist and a Dry Tropical Forest. **Biotropica**, Washington, v. 44, n. 3, p. 276–283, 2012.

PHILLIPS, O. L. et al. Changes in growth of tropical forests: evaluating potential biases. **Ecological Applications**, Tempe, v. 12, n. 2, p. 576–587, 2002.

PHILLIPS, O. L. et al. Drought-mortality relationships for tropical forests. **New Phytologist**, Cambridge, v. 187, n. 3, p. 631–646, 2010.

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

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

PONTARA, V. et al. Fine-scale variation in topography and seasonality determine radial growth of an endangered tree in Brazilian Atlantic forest. **Plant and Soil**, The Hague, v. 403, n. 1–2, p. 115–128, 2016.

POORTER, L. et al. Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five neotropical forests. **Ecology**, New York, v. 89, n. 7, p. 1908–1920, 2008.

PRADO-JUNIOR, J. A. et al. Conservative species drive biomass productivity in tropical dry forests. **Journal of Ecology**, Oxford, p. 817–827, 2016.

PRETZSCH, H. **Forest Dynamics, Growth and Yield**. Heidelberg: Springer Berlin, 670 p., 2009.

QUESADA, C. A. et al. Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. **Biogeosciences**, Hoboken, v. 9, n. 6, p. 2203–2246, 2012.

QUESADA, C. A. et al. Regional and large-scale patterns in Amazon forest structure and function are mediated by variations in soil physical and chemical properties. **Biogeosciences Discussion**, v. 6, p. 3993-4057, 2009.

RAINFOR. **About RAINFOR**, 2015. Disponível em: <<http://www.rainfor.org/en/project/about-rainfor>>. Acesso em: 29 dez. 2015

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P.; RIBEIRO, J.F. (Ed.). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília/DF: Embrapa Cerrados/Embrapa Informação Tecnológica, 2008, v.1, p.151-212

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 6. ed., Rio de Janeiro: Guanabara, 534 p., 2010.

ROCHA, C. T. V. et al. Comunidade arbórea de um continuum entre floresta paludosa e de encosta em Coqueiral, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 203–218, 2005.

RODRIGUES, A. L. et al. Atributos De Um Solo Florestal Em Uma Topossequência E Relações Com a Comunidade Arbórea. **Floresta**, Curitiba, v. 46, n. 2, p. 145, 2016.

ROITMAN, I. et al. Dynamic equilibrium and decelerating growth of a seasonal Neotropical gallery forest in the Brazilian savanna. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, p. 1–8, 2016.

ROLIM, S. G. et al. Biomass change in an Atlantic tropical moist forest: the ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period. **Oecologia**, Berlin, v. 142, n. 2, p. 238-246, 2005.

ROOY, M. P. van. A Rainfall Anomaly Index Independent of Time and Space. **Notos**, Pretoria, v. 14, p. 43-48, 1965.

ROSSI, L. M. B.; KOEHLER, H. S.; ARCE, J. E.; SANQUETTA, C. R. Modelagem de recrutamento em florestas. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 37, n. 3, 2007

ROWLAND, L. et al. Death from drought in tropical forests is triggered by hydraulics not carbon starvation. **Nature**, London, v. 528, n. 7580, p. 119-122, 2015.

RÜGER, N. et al. Functional traits explain plasticity of growth rates in tropical tree species. **Ecology**, New York, v. 93, n. 12, p. 2626–2636, 2012.

RUSSO, S. E. et al. Interspecific demographic trade-offs and soil-related habitat associations of tree species along resource gradients. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 96, n. 1, p. 192–203, 2008.

SANTIAGO, L. S. et al. Drought survival strategies of tropical trees. In: GOLDSTEIN, G.; SANTIAGO, L.S. (eds.). **Tropical Tree Physiology**. Berlin: Springer International Publishing, p. 243-258, 2016.

SCHAAF, L. B. et al. Modificações florístico-estruturais de um remanescente de floresta ombrófila mista montana no período entre 1979 e 2000. **Ciência Florestal**, Santa Maria, p. 271–291, 2006.

SCOLFORO, J. S., MELLO, J. M. **Inventário Florestal**. Lavras: Ed. UFLA, v. 1, 2006.

SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P.; ALDER, D. The Interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology**, Oxford, 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. 785–800, 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, 1996.

SILVA, A. C. da. et al. Dinâmica de uma comunidade arbórea após enchente em fragmentos florestais no sul de Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 4, p. 883–894, 2011.

SILVA, A. F. 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, v. 27, n. 3, p. 311–319, 2003.

SILVA, J. N. M. **The behaviour of the tropical rain forest of the brazilian amazon after logging**. Tese (Ph.D.) Oxford: Oxford University, 325 p., 1989.

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.

SILVEIRA, A. P.; MARTINS, F. R.; ARAÚJO, F. S. Life history and population dynamics of a tree species in tropical semi-arid climate: A case study with *Cordia oncocalyx*. **Austral Ecology**, Carlton, 2016.

SOUZA, F. M.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Deciduousness influences the understory community in a semideciduous tropical forest. **Biotropica**, Washington, v. 46, n. 5, p. 512-515, 2014.

STEPHENSON, N. L. et al. Causes and implications of the correlation between forest productivity and tree mortality rates. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 81, n. 4, p. 527-555, 2011.

STEPHENSON, N. L.; VAN MANTGEM, P. J. Forest turnover rates follow global and regional patterns of productivity. **Ecology Letters**, Oxford, v. 8, n. 5, p. 524–531, 2005.

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

SWAINE, M. D. Population dynamics of tree species in tropical forests. In.: NIELSEN, L. B. H.; NIELSEN, I. C.; BALSLEV, H. (eds.). **Tropical forests: Botanical Dynamics, Speciation and Diversity**. San Diego: Academic Press, p. 3-101, 1990.

SWANSON, M. E. et al. The forgotten stage of forest succession: Early-successional ecosystems on forest sites. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Tempe, v. 9, n. 2, p. 117–125, 2011.

TERRA, M. C. N. S. et al. Topographical, soil and climatic influences in an Atlantic Forest remnant in Serra da Mantiqueira, Minas Gerais State. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 10, n. 4, p. 928-942, 2015.

THREE PATHS. **La Selva Biological Station: General Information**, 2015. Disponível em: < http://www.threepaths.co.cr/laselva_general_info.shtml>. Acesso: 26 dez 2015.

TOCKNER, K.; STANFORD, J. A. Riverine flood plains: present state and future trends. **Environmental conservation**, Lausanne, v. 29, n. 03, p. 308-330,

2002.

TOLEDO, J. J. How much variation in tree mortality is predicted by soil and topography in Central Amazonia?. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 262, p. 331–338, 2011.

TOLEDO, M. et al. Climate is a stronger driver of tree and forest growth rates than soil and disturbance. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 99, n. 1, p. 254–264, 2011.

_____. Driving factors of forest growth: a reply to Ferry et al.(2012). **Journal of Ecology**, Oxford, v. 100, n. 5, p. 1069-1073, 2012.

TUNDISI, J. G. Pesquisas Ecológicas de Longa Duração: uma abordagem essencial ao estudo de ecossistemas e seus processos. In: TABARELLI, M. et al (Ed.). **PELD-CNPq Dez anos do programa de pesquisas Ecológicas de Longa Duração no Brasil: Achados, Lições e Perspectivas**. Recife: Ed. Universitária UFPE, 446 p., 2013.

VANCLAY, J. K. **Modelling forest growth and yield: applications to mixed tropical forests**. Wallingford: CAB International, 312 p., 1994.

WEBER, P. et al. Using a retrospective dynamic competition index to reconstruct forest succession. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 254, n. 1, p. 96–106, 2008.

WERNECK, M. S.; FRANCESCHINELLI, E. V. Dynamics of dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, 174, p. 337-346, 2004.

WILLIAMSON, G. B. et al. Amazonian tree mortality during the 1997 El Nino drought. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, n. 5, p. 1538–1542, 2000.

WITTMANN, A. de. O. et al. Seed germination and seedling establishment of Amazonian floodplain trees. In: JUNK, W. J. et al. (Eds.). **Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management**. Dordrecht: Springer Science & Business Media, p. 259-280, 2010.

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

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. New Delhi: Pearson Education, 663 p., 2010.