

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO DE
VIDA SILVESTRE

**DINÂMICA DE COMUNIDADES ARBÓREAS DE
FLORESTAS ALTIMONTANAS EM MINAS GERAIS**

MARCO AURÉLIO LEITE FONTES

BELO HORIZONTE
2008

MARCO AURÉLIO LEITE FONTES

**DINÂMICA DE COMUNIDADES ARBÓREAS DE FLORESTAS
ALTIMONTANAS EM MINAS GERAIS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, da Universidade Federal de Minas Gerais, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ecologia.

ORIENTADORA: DRA. EDIVANI VILLARON FRANCESCHINELLI

BELO HORIZONTE
2008

Tese defendida e aprovada em 26 de fevereiro de 2008, pela banca examinadora constituída pelos professores:

Dr. Eduardo Van Den Berg

Dr. João Renato Stehmann

Dr. José Pires de Lemos Filho

Dr. Márcio de Souza Werneck

Dra. Edivani Villaron Franceschinelli
(orientadora)

Victor,
Sempre que circunavego um sonho,
se não te levo, inevitavelmente te encontro.
Deixa estar... Toda noite termina em dia.
E você bem sabe, nossos dias são eternos.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras, especialmente ao Departamento de Ciências Florestais, pelo incentivo e permissão para o curso.

À Universidade Federal de Minas Gerais, através de seu Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, por propiciar um ambiente criativo e profícuo ao desenvolvimento científico.

À Conservation International do Brasil e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais pelo apoio financeiro aos estudos em Camanducaia e Carrancas, respectivamente.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, em especial aos professores Claudia Jacobi e Anthony Brome Rylands, pela atenção, provocação e dedicação exemplares.

À minha orientadora, Edivani Villaron Franceschinelli, pela paciência, amizade, confiança, dedicação e, obviamente, orientação.

Ao co-orientador e amigo Ary Teixeira de Oliveira Filho, por todo apoio.

À banca, Eduardo Van Den Berg, João Renato Stehmann, José Pires de Lemos Filho e Márcio de Souza Werneck, pelas valiosas contribuições.

A Glauco Santos França, pela ajuda em campo e cessão de dados, juntamente com o professor João João Renato Stehmann.

A Altair Rezende de Souza e família, por permitirem o desenvolvimento do trabalho em sua propriedade, em Camanducaia, e à família de José Maria, Sueli e Cristina, pela agradável hospedagem.

Aos estudantes de pós-graduação em Engenharia Florestal pela UFLA, pela ajuda em campo em Carrancas, especialmente a Rubens Manoel dos Santos e Gislene Carvalho de Castro.

A todos os colegas da pós-graduação em Ecologia, por abrilhantarem minha experiência em Belo Horizonte: André Nemésio, Angelita Coelho, Branca M. Opazo Medina, Charles Gladstone Duca Soares, Daniel Negreiros Alves Pereira, Diego Hoffmann, Eliane Sander Mansur, Flávia Monteiro Coelho, Gustavo Schiffler, Ítalo Martins da Costa Mourthé, Juliana de Abreu Vianna, Juliana Ordonez, Leonardo R. Viana, Lília Costa Carvalhais, Luciana Gomes Barbosa, Maíra Figueiredo Goulart, Márcio de Souza Werneck, Maria Elisa Castellanos Solá (Sandy), Pablo Moreno Souza Paula, Rafael Dias Loyola, Roselaine Mendes do Carmo, Samuel López Murcia, Simone Marques, Waldney Martins; também a Pedro Lage Viana, da pós em Biologia Vegetal. Notadamente aos amigos Daniel, pela ajuda obstinada em campo, e Sandy, pela parceria incondicional.

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| Introdução Geral | 5 |
| Capítulo 1. Análise fisionômica <i>versus</i> estudo de dinâmica na avaliação do <i>status</i> de conservação de uma Floresta Atlântica Nebular Altomontana no Sudeste do Brasil | 7 |
| 1. Introdução | 8 |
| 2. Material e métodos | 12 |
| 3. Resultados | 17 |
| 4. Discussão | 31 |
| 5. Conclusão | 37 |
| 6. Agradecimentos | 44 |
| 7. Literatura citada | 44 |
| Capítulo 2. Dinâmica da comunidade arbórea de uma Floresta Atlântica Nebular e de suas bordas naturais na Serra de Carrancas, Sudeste do Brasil | 55 |
| Resumo | 55 |
| 1. Introdução | 56 |
| 2. Material e métodos | 59 |
| 3. Resultados | 65 |
| 4. Discussão | 75 |
| 5. Conclusão | 78 |
| 6. Agradecimentos | 78 |
| 7. Literatura citada | 79 |

INTRODUÇÃO GERAL

As florestas nebulares são ecossistemas naturalmente raros, pois ocupam as áreas das maiores elevações, de mais difícil acesso, o que as faz também pouco conhecidas. Suas imagens são admiradas em livros e filmagens, compondo cenários exóticos ao público geral, com sua abundância em epífitas, especialmente musgos e líquens que lhe cobrem e pendem dos galhos e, na América, também pela profusão de bromélias. No entanto, quando visitadas são confundidas com ecossistemas degradados devido à sua menor estatura, dossel mais aberto e, muitas vezes, a ocupação por bambus. No Brasil, essas florestas ocorrem principalmente no Planalto das Guianas, nas áreas de maiores altitudes do país, nos estados do Amazonas e Roraima; e nas cadeias montanhosas costeiras da região Sudeste, ou seja, nas serras do Mar e da Mantiqueira, compondo uma face da Mata Atlântica, em si já extremamente ameaçada, com menos de oito por cento de sua cobertura original, além de fragmentada.

No sistema orográfico da Serra da Mantiqueira (de origem tupi, significando “serra das vertentes” ou “gotas de chuva”, dependendo do etimólogo), as florestas nebulares apresentam-se em duas situações ecossistêmicas bastante diferenciadas. Nas áreas cuja base geológica é formada por rochas ígneas, como granitos e gnaisses, as florestas ocupam (ou ocupariam, originalmente) grandes extensões contínuas ao longo das encostas, até serem substituídas pelos campos naturais das maiores altitudes. Já nas serras sobre rochas metamórficas, geralmente quartzitos, as florestas nebulares formam manchas cercadas pelos campos que, neste caso, são predominantes na paisagem, aparentando, mas não correspondendo exatamente ao conceito de fragmentos. Todas essas áreas apresentam elevado valor socioambiental, não somente por sua biodiversidade, mas também por suas funções hidrológicas, particularmente no incremento da oferta de água para a região. Assim, são áreas merecedoras de adequado e cuidadoso manejo e conservação, cujas pesquisas científicas podem subsidiar, mas também representam oportunidades para melhor compreensão de como as florestas tropicais se organizam e se reestruturam ao longo do espaço e do tempo.

Neste trabalho são analisadas duas florestas nebulares do complexo da Serra da Mantiqueira em Minas Gerais. A primeira, em Camanducaia, onde as florestas apresentam-se contínuas, avalia-se a maturidade da floresta e seu estado de conservação através de parâmetros fitossociológicos e de dinâmica de comunidades arbóreas, exercitando a separação daquilo que concerne às características naturais da floresta nebulosa e seus indicadores de

impactos ou perturbações. A segunda, em Carrancas, onde as florestas são originalmente descontínuas, a dinâmica florestal foi avaliada para desvendar o quanto as bordas naturais e o interior da floresta se diferenciam e o quanto se pode aplicar os conceitos de efeitos de borda advindos da teoria da fragmentação florestal.

CAPÍTULO 1

ANÁLISE FISIONÔMICO-ESTRUTURAL *VERSUS* ESTUDO DE DINÂMICA NA AVALIAÇÃO DO *STATUS* DE CONSERVAÇÃO DE UMA FLORESTA ATLÂNTICA NEBULAR ALTOMONTANA NO SUDESTE DO BRASIL

RESUMO

As florestas atlânticas altimontanas apresentam grande importância para a conservação da biodiversidade e de serviços ambientais, onde se destaca o fornecimento de água. No sudeste brasileiro, encontram-se ameaçadas e na maior parte fragmentadas. Suas características estruturais originais, como baixa estatura e menor riqueza em espécies, somadas ao grande desconhecimento sobre estas florestas, geram dificuldades a mais na avaliação do estado (e consequente *status*) de conservação das mesmas. Neste trabalho, investigaram-se as mudanças estruturais ocorridas, em quatro anos, em uma floresta atlântica nebulosa altomontana, a 1900 m de altitude, na Serra da Mantiqueira, em Camanducaia, Minas Gerais, SE do Brasil. Partiu-se da hipótese de que a comunidade arbórea apresentava uma dinâmica equilibrada, com acréscimos em biomassa equivalentes às perdas ao longo do tempo, sendo as características fisionômico-estruturais da floresta exclusivamente concernentes à sua situação orográfica, representando uma floresta madura. Para isso, a área foi inventariada em 2001 e 2005, através de 15 parcelas permanentes de 500 m² (5×100 m), totalizando 0,75 ha. Nestas, todos os indivíduos com DAP ≥ 5 cm foram etiquetados, identificados e medidos em sua circunferência e altura. No 2º inventário as árvores novas nas parcelas também foram amostradas e registraram-se as mortas. Calcularam-se as taxas de mortalidade e recrutamento de indivíduos e de ganho e perda em área basal para comunidade, suas populações mais abundantes e suas diferentes guildas de regeneração, analisando-as conjuntamente com as particularidades fisionômicas da floresta. Os resultados rejeitaram a hipótese de estabilidade da comunidade arbórea. Encontraram-se alta rotatividade, com desequilíbrio entre taxas de dinâmica, exibindo uma floresta em crescimento. As proporções de biomassa entre as guildas de regeneração, com menor representatividade das espécies tolerantes à sombra, também indicaram que a área encontra-se não madura e responde a perturbações. A origem destas foi discutida em várias possibilidades de diferentes escalas espaciais e temporais, concluindo-se tratar, provavelmente, de pressões antrópicas de grande intensidade em décadas passadas. Por outro lado, a riqueza e composição de espécies, a baixa importância das pioneiras na estrutura, a elevada área basal da comunidade e o aumento de biomassa entre as climáticas tolerantes à sombra indicaram estádios mais avançados de sucessão. Os parâmetros puramente fisionômicos não foram adequados, isoladamente, para avaliação de estado de conservação de florestas altimontanas.

1. INTRODUÇÃO

1.1. Contexto do estudo

A Floresta Atlântica brasileira representa um dos maiores e mais urgentes desafios para a conservação da biodiversidade mundial. Reconhecida como um dos ecossistemas mais biodiversos e ameaçados, resta a este *Hotspot* cerca de 100 mil km² ou 8% de sua cobertura original, com apenas 4,1% de sua área primitiva sob alguma proteção (Mittermeier *et al.*, 2004; Hirota, 2005). Em sua maioria fragmentada, grande parte da Floresta Atlântica concentra-se em áreas de relevo montanhoso e acidentado, de mais difícil acesso, das regiões Sul e Sudeste do Brasil (Fundação SOS Mata Atlântica *et al.*, 1998). As áreas de montanha, além de serem ricas em endemismos, muitas vezes são refúgios de espécies extintas nas áreas mais alteradas das baixas altitudes, formando ilhas de biodiversidade, mas são particularmente vulneráveis ao aquecimento global (Hamilton e McMillan, 2004). Além disso, a existência de florestas está diretamente associada à manutenção da quantidade e qualidade de águas importantes para populações humanas (Scanlon *et al.*, 2004), principalmente em montanhas, onde abrigam grandes sistemas de nascentes formadoras de importantes rios (Hamilton e McMillan, 2004).

As florestas montanas úmidas tropicais são caracterizadas pela menor estatura (em comparação com as de baixas altitudes), abundância de epífitas, dossel mais irregular e menor diversidade (Grubb *et al.*, 1963; Lieberman *et al.*, 1996; Walter, 1977; Whitmore, 1990; Webster, 1995; Young, 1995), principalmente de espécies arbóreas (Gentry, 1988). No Brasil, estas características são muitas vezes confundidas com efeitos de degradação antrópica, causada principalmente pela coleta seletiva de espécies madeireiras, gerando dúvidas quanto ao estado de conservação dessas florestas, podendo levar a julgamentos de menor valia para a conservação da biodiversidade. Embora se saiba que a Floresta Atlântica brasileira apresente expressivas variações fisionômicas e florísticas associadas à altitude, como demonstrado por Oliveira-Filho e Fontes (2000), a ecologia das florestas acima dos 1000 m de altitude no sudeste brasileiro é ainda incipiente (Pereira *et al.*, 2006).

Ao sul do estado de Minas Gerais, no complexo orográfico da Serra da Mantiqueira, a Área de Proteção Ambiental Estadual (APA) Fernão Dias, unidade de conservação de uso sustentável, abrange a área de oito municípios, ocupando 180 mil ha, incluindo Camanducaia (IEF, 2008). Seu objetivo é preservar os remanescentes florestais de Mata Atlântica, disciplinando o uso dos recursos naturais (Minas Gerais, 1997). Encontra-se em uma região

caracterizada pela alta riqueza de espécies animais e vegetais raras, endêmicas e ameaçadas, apontada em consenso pelas listas de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade do estado de Minas Gerais (Drummond *et al.*, 2005), da Mata Atlântica (Conservation International *et al.*, 2000) e do país como um todo (Brasil, 2004), nos três casos na categoria de maior importância. Além disso, insere-se na área do projeto de grandes corredores ecológicos das florestas tropicais brasileiras, coordenado pelo governo brasileiro, no chamado corredor sul da Mata Atlântica (Ayres *et al.*, 2005; Brasil, 2006).

A região possui relevo montanhoso, com altitudes que variam de aproximadamente 1000 a 2100 m, onde se encontram inúmeros remanescentes em diferentes estádios de regeneração (França e Stehmann, 2004) de diferentes formações de florestas ombrófilas e semidecíduas (Melo e Salino, 2007), originalmente extensas em todo sul do estado (Azevedo, 1962). Os desflorestamentos, inicialmente para práticas agrícolas insustentáveis nas encostas, limitaram as florestas aos topos dos morros, sendo a fragmentação incrementada pela substituição de plantios por pecuária após o desgaste dos solos, estendendo as atividades aos cumes (Brito *et al.*, 1997). Apresenta também inúmeras nascentes que abastecem as bacias dos rios Jaguari, Sapucaí-mirim e Sapucaí, importantes no suprimento de água para várias cidades, incluindo São Paulo.

Neste contexto, França e Stehmann (2004) investigaram a comunidade arbórea de um remanescente florestal de cerca de 3 mil ha, a 1900 m de altitude e considerado em bom estado de conservação, em Camanducaia, Minas Gerais. Encontraram, em coletas aleatórias durante um ano, 70 espécies de 29 famílias e, em amostragem de 0,75 ha e 1378 indivíduos vivos, 58 espécies de 29 famílias e um índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') de $2,9 \text{ nats} \times \text{indivíduo}^{-1}$. A comparação com outras cinco florestas de grandes (porém menores) altitudes do sudeste (até um máximo de 1500 m), com amostragens não muito diferentes, mostrou baixa similaridade com as mesmas e diversidade acentuadamente menor (nas demais áreas, riqueza e H' variaram de 119 a 199 espécies e de 3,78 a 4,33 $\text{nats} \times \text{indivíduo}^{-1}$, respectivamente). Por outro lado, na avaliação da riqueza de cinco remanescentes florestais do maciço do Itatiaia (também Serra da Mantiqueira), em altitudes de 1135 a 1480 m, Pereira *et al.* (2006) associaram diretamente a riqueza em espécies das áreas aos seus estados de conservação. Consideraram como florestas maduras os três fragmentos que exibiram 228, 218 e 190 espécies e as áreas com 119 e 81 espécies, respectivamente, como em estádios intermediários e iniciais de sucessão ecológica.

Os estudos de dinâmica de comunidades florestais consistem no monitoramento e análise das mudanças na estrutura da floresta no decorrer do tempo. São importantes na

distinção de mudanças naturais na floresta das provenientes da interferência antrópica (Kornig e Balslev, 1994; Sheil, *et al.*, 2000) e, portanto, para a avaliação e manejo conservacionista dos remanescentes florestais (Sheil, *et al.*, 2000). No entanto, no Brasil ainda são escassos os estudos de dinâmica em regiões extra-amazônicas (Felfili, 2000; Oliveira-Filho, 2002; Werneck e Franceschinelli, 2004; Pinto e Hay, 2005) e muito mais raros em ambientes altimontanos. Assim, pouco se sabe sobre os fenômenos de alterações estruturais destas florestas, dificultando uma correta análise e interferência em prol de sua conservação.

1.2. Premissas do trabalho

A estrutura e a dinâmica de uma vegetação podem ser fortemente moldadas por distúrbios naturais ou antrópicos (Caswell e Cohen, 1991). Em uma floresta tropical madura, espera-se que haja distúrbios naturais, como a formação de clareiras pela morte de árvores adultas, que são importantes na manutenção da diversidade de espécies (Carey *et al.*, 1994; Rees *et al.*, 2001; Denslow, 1980). Por outro lado, impactos em maiores escalas provocam a redução em biomassa e espécies (Whitmore e Burslem, 1998). Assim, após um distúrbio, a floresta inicia seu processo de sucessão secundária até alcançar uma composição de espécies e biomassa aérea similares aos de uma floresta primária (Guariguata e Ostertag, 2002) e a estrutura da floresta madura resulta do equilíbrio entre mortalidade, regeneração e crescimento das árvores, fenômenos estes que atuam continuamente (Lang e Knight, 1983; Lieberman *et al.*, 1985; Swaine *et al.*, 1987; Rankin-de-Merona *et al.*, 1990; Felfili, 1995; Oliveira-Filho *et al.*, 1997). Além disso, na sucessão mudam também as densidades das guildas de regeneração formadas pelas espécies, nas diferentes classes de tamanho, o que pode indicar o grau de recuperação da floresta (Denslow, 1987; Lieberman *et al.*, 1995).

1.3. Objetivo do estudo

Objetivou-se, neste estudo, analisar as mudanças estruturais ocorridas, durante um intervalo de 4 anos, em uma floresta atlântica nebulosa altomontana, a 1900 m de altitude, na Serra da Mantiqueira, em Camanducaia, Minas Gerais, Brasil. Verificaram-se os processos de mortalidade, recrutamento e crescimento da comunidade, de suas populações mais abundantes e das diferentes guildas de regeneração presentes, confrontando-os com as características

fisionômico-estruturais da vegetação e tentando correlacioná-los ao estado de maturidade da floresta.

1.4. Hipótese

A comunidade arbórea estudada apresenta uma dinâmica onde a mortalidade e o surgimento de novos indivíduos, a perda e o ganho em área basal e a proporção de indivíduos, espécies e crescimento nas guildas de regeneração encontram-se equilibrados, sendo as características fisionômico-estruturais da floresta exclusivamente concernentes à sua situação orográfica, representando uma floresta madura.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização da área de estudo

A área estudada localiza-se no município de Camanducaia, no extremo sul do estado de Minas Gerais (figura 1), na Serra da Mantiqueira, dentro dos limites da APA Fernão Dias, no interior de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa Altomontana ou floresta nebulosa (ambos os nomes na classificação de Veloso *et al.*, 1991). Esse é conhecido localmente como Matão, ocupa aproximadamente 3 mil ha, apresenta altitudes que variam aproximadamente de 1700 a 1915 m e é circundado por pastagens e culturas anuais. A amostragem se deu especificamente em sua porção de maior altitude, a 1915 m, de superfície relativamente plana, próxima à nascente do rio Camanducaia, nas adjacências da coordenada geográfica 22°42'40"S e 45°55'51"W. A região apresenta um clima do tipo Cwb segundo classificação de Köppen-Geiger (INMET, 1982), ou seja, mesotérmico úmido com estação seca de inverno e verão temperado; o relevo é fortemente ondulado, com altitudes variando entre 1100 e 2100 m e vales profundos nas zonas de drenagem; e sistema edáfico predominante de Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico textura média e Organossolo (caracterização mais detalhada é encontrada em França e Stehmann, 2004). Segundo esses autores, a floresta encontra-se em bom estado de conservação, sem vestígios recentes de exploração seletiva de espécies madeireiras, porém observando-se perturbação decorrente da presença de gado em determinados períodos do ano, formando trilhas e pisoteando o sub-bosque, além de relatos sobre incêndios na área há mais de 60 anos.

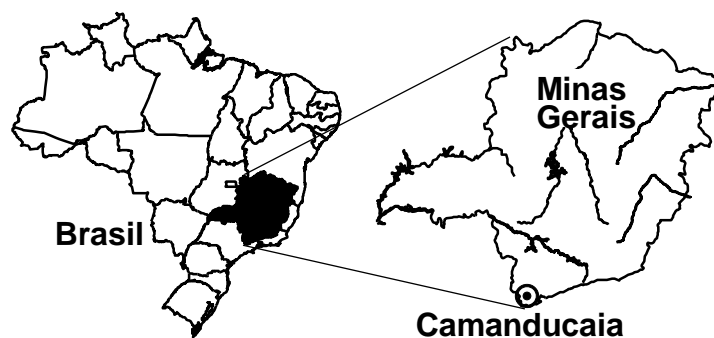


Figura 1. Localização geográfica do município de Camanducaia (⊙) no estado de Minas Gerais, Brasil, onde se encontra a área deste estudo.

2.2. Caracterização dos inventários da comunidade arbórea

A estrutura da comunidade arbórea foi inventariada primeiramente de agosto de 2000 a abril de 2001 e descrita por França e Stehmann (2004). Assim, foram demarcadas 15 parcelas permanentes de 500 m² cada (5×100 m), totalizando 0,75 ha amostrados, distribuídas sistematicamente de forma paralela, ao longo de aproximadamente 400 m, distanciadas entre si cerca de 30 m. Delineou-se a amostragem sobre um espaço amplo para que os resultados representassem a comunidade sem o viés de uma possível condição ambiental localizada em mancha, como, por exemplo, o efeito de grandes clareiras naturais ou antrópicas. Nessas parcelas, todos os indivíduos com circunferência à altura do peito (CAP; medida a 1,3 m de altura) maior ou igual a 15 cm foram etiquetados com plaquetas numeradas, medidos em seu CAP com uso de fita métrica e submetidos a uma coleta de ramos para sua posterior identificação botânica (as espécies herborizadas encontram-se depositadas no Herbário BHCB da Universidade Federal de Minas Gerais); os pteridófitos arborescentes também foram incluídos na amostragem, devido ao seu hábito e porte. Para este estudo, executou-se um segundo inventário no período de novembro de 2004 a abril de 2005, utilizando-se as mesmas parcelas e métodos empregados no inventário anterior e perfazendo uma diferença temporal média, na reamostragem das parcelas, de $4,12 \pm 0,34$ anos equinociais (doravante os levantamentos serão ditos de 2001 e 2005, para facilitação da leitura). Dessa vez, porém, foi considerado um CAP mínimo de 15,7 cm (equivalente a um diâmetro à altura do peito, DAP, de 5 cm, assumindo-se a circularidade dos troncos), por ser um valor mais comumente usado em pesquisas similares, facilitando posteriores comparações (a análise dos dados considerou esse DAP mínimo também para os dados do primeiro levantamento). Assim, todos os indivíduos novos na amostragem, ou seja, que atingiram o CAP mínimo, também chamados de recrutas, foram etiquetados, medidos e identificados; os indivíduos sobreviventes foram mensurados novamente e os mortos registrados se encontrados caídos com exposição da base, em pé ou com tronco quebrado (conforme Hubbel e Foster, 1986; Koring e Balslev, 1994). Alguns nomes botânicos usados no primeiro levantamento foram atualizados e algumas identificações corrigidas. As espécies foram classificadas nas famílias reconhecidas pelo sistema do Angiosperm Phylogeny Group II (APG, 2003).

2.3. Análise das mudanças estruturais na comunidade e guildas de regeneração

As possíveis mudanças estruturais entre as amostragens foram avaliadas pelo cálculo e comparação de medidas fitossociológicas clássicas, ou seja, densidade, frequência, área basal e índice de valor de importância (Curtis e McIntosh, 1950; Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974); riqueza em número de espécies, diversidade pelo índice de Shannon-Wiener e equabilidade pelo índice de Pielou (conforme Magurran, 1988). As alterações de valores de número de indivíduos, espécies, área basal e dominância médias nas parcelas foram avaliadas considerando-se a frequência de elevação, permanência ou diminuição destes parâmetros, através do teste não paramétrico G para avaliar a dependência entre proporções. O teste é aplicado a variáveis categóricas nominais, permite que estejam presentes contagens pequenas e a hipótese de nulidade (H_0) afirma que os valores apresentados por diferentes amostras estão associados, ou seja, em proporções equivalentes (Ayres *et al.*, 2007 – autores também do programa estatístico utilizado, BioEstat 5.0). As proporções de número de indivíduos, área basal e frequência apresentadas pelas espécies nos dois anos também foram avaliadas por teste- G de dependência onde as variáveis categóricas nominais foram as espécies. A estrutura de densidade e área basal foi avaliada através da frequência por classes de diâmetro, empregando-se intervalos de classe de amplitudes crescentes (com base em Hubbell e Foster, 1990) para compensar a grande diminuição da densidade nas classes de tamanhos maiores, conhecida como distribuição em J-reverso, típica das florestas tropicais (Lossos e CTFS, 2004). As classes foram 5 a <10, 10 a <20, 20 a < 40 e 40 a < 80 cm. Os parâmetros tiveram suas distribuições nos dois anos comparadas por teste- G .

Para avaliação de possíveis diferenças de estágio de sucessão ecológica da floresta entre os períodos de amostragem, as espécies foram classificadas segundo suas estratégias de regeneração nas categorias propostas por Swaine e Whitmore (1988): pioneiras, cuja germinação das sementes e estabelecimento depende de ambiente de luz direta, ou seja, áreas abertas (como grandes clareiras), e climácicas, cujas plântulas podem se estabelecer à sombra. Para essa última adotou-se ainda a sugestão de Oliveira-Filho *et al.* (1994abc), dividindo as espécies em climácicas exigentes de luz, que dependem de luz abundante para atingir o dossel, e climácicas tolerantes à sombra, caracterizadas por se desenvolverem no sub-bosque, podendo atingir o dossel. Para a classificação foram utilizadas informações publicadas sobre a biologia das espécies acrescidas de observações em campo. Calcularam-se os parâmetros fitossociológicos já descritos para as três guildas e compararam-se as suas proporções entre

diferentes anos por teste-*G*, tanto para toda a amostra quanto por classes de diâmetro, como já descrito para a comunidade.

2.4. Análise da dinâmica da comunidade e guildas de regeneração

Calcularam-se variáveis de dinâmica, expressas em número de indivíduos e em área basal das árvores, tanto para a amostra total como para cada guilda de regeneração, classe de diâmetro e populações mais abundantes. Baseando-se em Sheil (1995) e Sheil *et al.* (1995, 2000), calcularam-se as taxas anuais médias de mortalidade (*m*) e recrutamento (*r*) de árvores individuais e taxas anuais médias de perda (*p*) e ganho (*g*) de área basal das árvores a partir das equações exponenciais:

$$\begin{aligned} m &= 1 - (N_S / N_0)^{1/t}, \\ r &= 1 - (1 - N_R / N_t)^{1/t}, \\ p &= 1 - (AB_S / AB_0)^{1/t}, \\ g &= 1 - [1 - (AB_R + AB_{INC}) / AB_t]^{1/t}, \end{aligned}$$

onde *t* é o tempo em anos entre as duas amostragens; N_0 e N_t são, respectivamente, as contagens inicial e final de árvores individuais; N_S e N_R , o número de árvores sobreviventes e recrutadas; AB_0 e AB_t , as áreas basais inicial e final das árvores; AB_S a área basal das sobreviventes (*i.e.* $AB_0 - AB$ das mortas, o decréscimo nas áreas basais); AB_R e AB_{INC} as áreas basais das árvores recrutadas e o incremento em área basal das árvores sobreviventes. Como indicadores da dinâmica da comunidade, em número e área basal, foram calculadas as taxas de rotatividade anual (*turnover rate*), respectivamente através da média entre *m* e *r* ou *p* e *g*, conforme Phillips e Gentry (1994) e Phillips *et al.* (2004). Também se calcularam as taxas de mudança líquida entre as amostragens, em número de indivíduos (Ch_N) e em área basal (Ch_{AB}), conforme as equações de Korning e Balslev (1994):

$$\begin{aligned} Ch_N &= [(N_t / N_0)^{1/t} - 1] \times 100, \\ Ch_{AB} &= [(AB_t / AB_0)^{1/t} - 1] \times 100. \end{aligned}$$

Verificou-se a independência entre as frequências de indivíduos sobreviventes, mortos e recrutados entre as guildas de regeneração pelo teste-*G*. A diferença entre os números de recrutados e mortos foi verificada por comparações entre contagens de Poisson (Zar 1996) para a amostra total e para as guildas em separado. A proporção de tipos de mortes registrados foi comparada entre guildas de regeneração por teste-*G*, onde as árvores não encontradas foram consideradas mortas. A proporção entre parcelas onde houve aumento e diminuição da área

basal de cada guilda foi submetida a teste de aderência de qui-quadrado para uma amostra. A dinâmica das árvores foi avaliada também por classe de diâmetro, conforme divisão de classes já explicada. As variações em cada classe foram verificadas pela contagem de indivíduos que não mudaram de classe, mortos, recrutados, imigrantes na classe (*ingrowth*) e emigrantes (*outgrowth*). Foram utilizados testes-G para verificar se as frequências de árvores vivas e de árvores mortas na segunda amostragem foram independentes das classes de diâmetro. A diferença entre o número de árvores ingressantes (recrutados + imigrantes) e árvores egressas (mortos + emigrantes) em cada classe de diâmetro foi verificada por comparações entre contagens de Poisson para a amostra total e guildas. Foram avaliadas as dinâmicas das espécies com dez ou mais indivíduos em uma das amostragens. O número de recrutados e mortos em cada uma das populações foi comparado por contagens de Poisson. A dependência das proporções de parcelas com aumento ou redução da área basal das mesmas populações foi verificada por testes de qui-quadrado. A rotatividade e a mudança líquida em número de árvores e área basal de cada espécie foram representadas graficamente, separando-se as guildas de regeneração. Não foram avaliadas mudanças em área basal para a espécie *Dicksonia sellowiana* por ser verificado, em campo, a não correspondência entre essa medida e o porte dos indivíduos, havendo crescimento em altura com deformações e diminuições de diâmetro, por se tratar de uma espécie não lenhosa e, portanto, sem câmbio vascular responsável por um crescimento secundário.

3. RESULTADOS

3.1. Mudanças na estrutura da comunidade e guildas de regeneração

A amostragem, nos dois levantamentos, totalizou 1549 árvores (1311 no primeiro inventário e 1462 no segundo), pertencentes a 57 espécies e 27 famílias botânicas. Entre os dois levantamentos, três novas espécies surgiram na área amostrada – *Baccharis brachylaenoides* DC. (Asteraceae), *Miconia sellowiana* Naudin (Melastomataceae) e *Myrceugenia brevipedicellata* (Burret) D.Legrand e Kausel (Myrtaceae) – enquanto uma espécie foi excluída – *Solanum* sp. (Solanaceae). Deste modo, a riqueza alterou-se de 54 para 56 espécies. O número de famílias permaneceu inalterado em 27. A equabilidade medida pelo índice de Pielou permaneceu inalterada em 0,728 entre os dois inventários e o índice de diversidade de Shannon elevou-se levemente de 2,905 para 2,930 nats×indivíduo⁻¹. Observam-se correções na identificação de seis espécies apresentadas nos resultados do primeiro inventário (em França e Stehmann, 2004): *Croton piptocalyx* Müll.Arg. (Euphorbiaceae), antes *C. urucurana*; *Rhodostemonodaphne macrocalyx* (Meisn.) Rohwer ex Madriñán (Lauraceae), antes *Nectandra* sp.; *Roupala montana* Aubl. (Proteaceae), antes *R. longipetiolata*; *Cordia concolor* (Cham.) Kuntze (Rubiaceae), antes *Alibertia myrciifolia*; *Rudgea jasminoides* (Cham.) Müll.Arg. (Rubiaceae), antes *Psychotria* sp. Além disso, apresentam-se três atualizações nomenclaturais: *Myrcia splendens* (Sw.) DC. (Myrtaceae), antes *M. fallax*; *Solanum campaniforme* Roem. e Schult. (Solanaceae), antes *S. caeruleum*; *Laplacea fruticosa* (Schrad.) Kobuski (Theaceae), antes *Gordonia fruticosa*.

Os valores de densidade elevaram-se em 11,5% (1748 para 1949 indivíduos×ha⁻¹) e de área basal em 5,2% (49,9 para 52,5 m²×ha⁻¹). A soma das frequências das espécies elevou-se 8,6% (1867 para 2027 ocorrências). Como pode ser visualizado na figura 2, o número de indivíduos diminuiu apenas em 1 das 15 parcelas, em dois indivíduos. Nas demais aumentou em média 11 indivíduos, com máximo de 19 e mínimo de 5. A área basal reduziu-se em apenas 2 parcelas num total de 0,268 m², permaneceu inalterada em uma e aumentou 0,184 m² em média nas demais (de 0,093 a 0,277 m²). Em 10 parcelas houve o aumento de 1 a 4 espécies, numa média de 2,6 espécies, permanecendo inalterado em 3 e reduzindo-se em 2 parcelas, em uma espécie cada. Em apenas uma parcela estes três parâmetros reduziram-se simultaneamente. A dominância média das espécies foi reduzida em 10 parcelas e inalterada em 5. A avaliação destas frequências de mudança para os diferentes parâmetros pelo teste G

exibiu independência das proporções (teste- $G = 41,4$; $p < 0,0001$; $gl = 6$) causada pela inversão dos valores de dominância média. Os demais parâmetros (densidade, riqueza e área basal) em separado apresentaram associação significativa entre si, com tendência à elevação (teste- $G = 5,4$; $p = 0,321$; $gl = 4$).

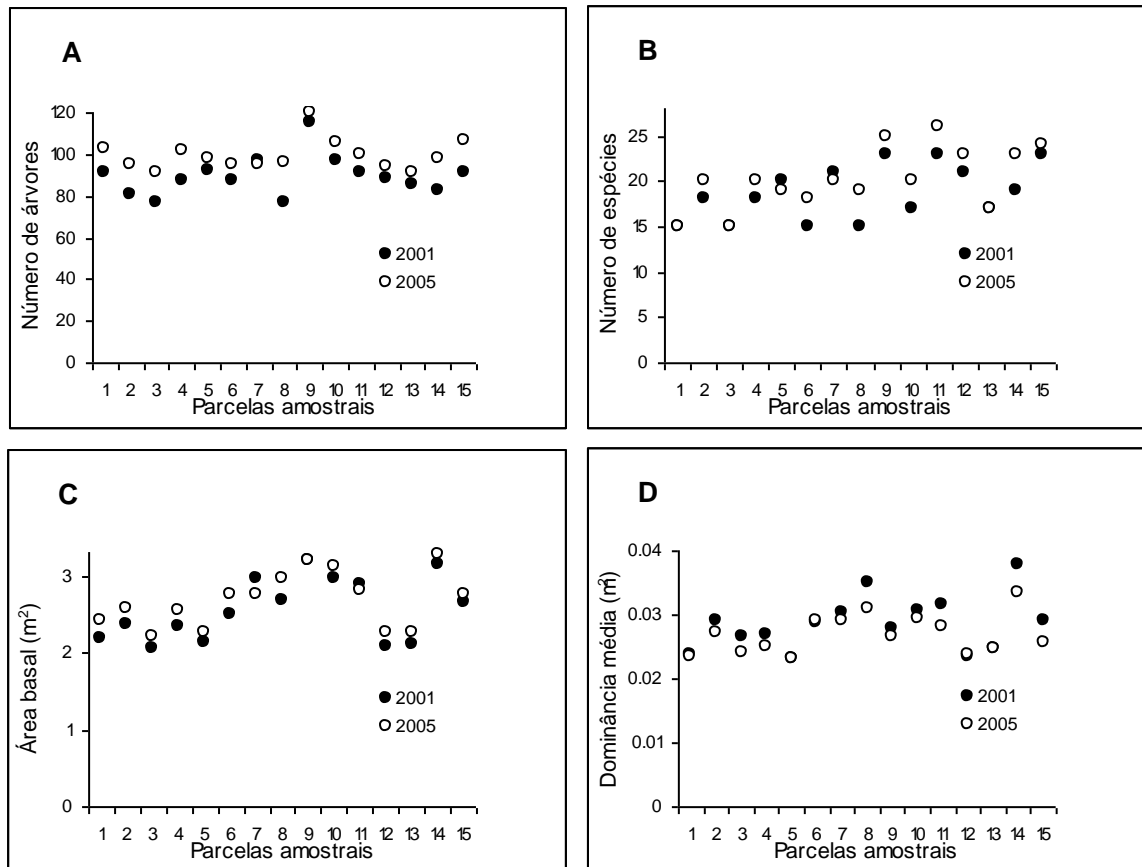


Figura 2. Comparação dos valores de densidade (A), riqueza (B), área basal (C) e dominância média das espécies (D) da comunidade arbórea, encontrados em 15 parcelas permanentes de 5×100 m inventariadas nos anos de 2001 e 2005 em uma floresta atlântica altomontana na Serra da Mantiqueira, em Camanducaia, Minas Gerais, Brasil.

Os valores de teste- G para as proporções de número, área basal e frequência das espécies (tabelas de contingência de 57×2 , $gl = 56$) nos dois inventários foram todos não significativos, respectivamente 56,7 ($p = 0,45$), 0,26 ($p = 1$) e 16,0 ($p = 1$), aceitando-se H_0 em todos os casos, ou seja, que os valores dos parâmetros estruturais medidos nos dois períodos estão associados. No entanto, análises por espécie, comparando suas proporções entre anos com os valores totais dos parâmetros, apontaram *Croton piptocalyx* como independente, diferindo significativamente em número ($p < 0,0001$) e frequência ($p = 0,0166$), enquanto nenhuma outra espécie apresentou diferença significativa. Como sugerido pelo teste, a ordem hierárquica das espécies baseada em seus índices VI (tabela 1) alterou-se muito pouco, com

exceção para a espécie pioneira *Croton piptocalyx*, que mudou da 25^a para a 9^a posição, com aumento de 6 para 48 indivíduos ou 700% em sua densidade; distribuiu-se de 4 para todas as parcelas com aumento de 275% na frequência; e elevou sua área basal em 0,180 m² ou 172% (uma área equivalente à ocupada por 23 árvores de DAP = 10 cm). As 10 espécies de maior VI foram responsáveis, em ambos os levantamentos, por cerca de 78% tanto do número de indivíduos quanto da área basal da amostra (as 20 de maior VI, por aproximadamente 93%). Entre as espécies mais importantes, destacam-se também *Drimys brasiliensis* (climática exigente de luz) que apresentou aumento em número de 37% (mas somente 6% em área basal); e *Leandra carassana* (pioneira) com redução de 28% em área basal, com redução de apenas 8 indivíduos. A densidade reduziu-se em 11 espécies (ou 19%; de 1 a 8 indivíduos por espécie, mediana de 2 espécies) elevou-se em 24 (42%; 1 a 56, mediana = 2) e permaneceu constante em 22 (38%). A área basal elevou-se em 46 espécies (81%; de 0,0012 a 0,4094 m², mediana = 0,0136 m²) e diminuiu em 8 (14%; de 0,0006 a 0,2519 m², mediana = 0,0092 m²). A frequência diminuiu em apenas 5 (9%) espécies (e somente em uma ocorrência cada) e permaneceu inalterada em 36 (63%), elevando-se em 16 (28%, 1 a 11 ocorrências, mediana = 1). Em resumo, a maior parte das populações elevou ou manteve sua densidade e quando apresentou redução o número de indivíduos foi baixo, enquanto a área basal aumentou na grande maioria das populações, com valores de redução inferiores aos de acréscimo, assim como na frequência. A densidade foi crescente em todas as classes de diâmetro, principalmente nas menores classes de tamanho, tanto em número quanto em percentuais (figura 3a). A área basal aumentou mais nas classes intermediárias (em percentagens, mais nas menores) e decresceu na maior classe (figura 4a). As proporções entre as classes, nos dois casos, foram associadas nos dois anos pelo teste-*G* ($p > 0,70$), ou seja, não diferiam.

Segundo a classificação adotada, nas 57 espécies foram encontradas 21 (37%) climáticas exigentes de luz (CL), 26 (46%) climáticas tolerantes à sombra (CS) e 7 (12%) pioneiras (PI). Três espécies não foram classificadas por não estarem identificadas, e estão excluídas de todas as análises de guildas, incluindo-se tabelas e figuras. As espécies CL apresentaram maior porte máximo, seguidas das CS. As PI, menores, apresentaram maior enriquecimento proporcional em espécies, no entanto de apenas duas. As CS apresentaram maiores diversidade e equabilidade, seguidas das CL, enquanto somente nas PI os valores subiram (tabela 2). Os valores de densidade, frequência e área basal entre os grupos estão associados pelo teste-*G* ($p > 0,2$ para os três parâmetros), ou seja, são proporcionais. Todos os grupos aumentaram suas densidades e áreas basais, mas as espécies CL apresentaram o maior acréscimo em valores brutos e também percentuais (92 indivíduos ou 6,2% em densidade e

1,10 m² ou 2,8%). As PI aumentaram 2,4% (35 indivíduos) em densidade e 0,4% (0,16 m²) em área basal, enquanto as CS, inversamente, 4,9% (26 indivíduos) e 7.2% (0,66 m²). Dentro de cada guilda, as distribuições em classes de diâmetro mostraram-se sempre associadas (não diferentes) pelo teste-G. Porém, as distribuições entre as guildas diferiram significativamente ($p < 0,0001$). Nas pioneiras houve redução na área basal em sua última classe de DAP (20 a 40 cm). Nas climácicas de luz os maiores aumentos de densidade se deram nas primeiras classes de tamanho e em área basal nas classes intermediárias. As climácicas tolerantes aumentaram mais em suas classes intermediárias (tabela 2 e figuras 3 e 4).

Tabela 1. Parâmetros quantitativos e classificação em guildas de regeneração (GR) das espécies arbóreas amostradas nos anos de 2001 e 2005 em 15 parcelas de 5×100 m em uma floresta atlântica altomontana em Camanducaia, Minas Gerais, Brasil, organizadas em ordem decrescente de seus valores de importância (VI) encontrados no ano de 2001, onde: PI = espécie arbórea pioneira, CL = climácica exigente de luz, CS = climácica tolerante à sombra, s.i. = sem informação, D_{máx} = diâmetro máximo em cm, A_{máx} = altura máxima em m, N = número de indivíduos, P = número de parcelas com ocorrência da espécie e AB = área basal em m² (subscrições 01 e 05 correspondem aos anos dos levantamentos). As famílias botânicas e autoria das espécies são encontradas em França e Stehmann (2004) acrescidas das correções expostas neste trabalho.

| Espécies | GR | D _{máx} | A _{máx} | N ₀₁ | N ₀₅ | P ₀₁ | P ₀₅ | AB ₀₁ | AB ₀₅ | VI ₀₁ | VI ₀₅ |
|--------------------------------|----|------------------|------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| <i>Ocotea lancifolia</i> | CL | 77,0 | 22 | 126 | 121 | 15 | 15 | 13,488 | 13,236 | 50,1 | 46,0 |
| <i>Cabralea canjerana</i> | CL | 77,0 | 20 | 169 | 185 | 15 | 15 | 5,068 | 5,477 | 31,3 | 31,0 |
| <i>Psychotria vellosiana</i> | CL | 34,7 | 16 | 153 | 167 | 15 | 15 | 3,164 | 3,564 | 25,1 | 25,0 |
| <i>Drimys brasiliensis</i> | CL | 60,8 | 18 | 152 | 208 | 15 | 15 | 1,561 | 1,649 | 20,8 | 23,0 |
| <i>Myrcia splendens</i> | CS | 38,3 | 18 | 156 | 173 | 15 | 15 | 1,220 | 1,448 | 20,2 | 20,1 |
| <i>Myrsine umbellata</i> | CS | 42,6 | 18 | 94 | 87 | 15 | 15 | 2,507 | 2,544 | 18,9 | 17,1 |
| <i>Macropeplus dentatus</i> | CS | 32,2 | 16 | 49 | 58 | 13 | 14 | 0,718 | 0,732 | 10,2 | 10,3 |
| <i>Myrceugenia alpigena</i> | CS | 35,3 | 18 | 56 | 54 | 7 | 6 | 1,239 | 1,306 | 9,9 | 8,9 |
| <i>Myrcia venulosa</i> | CS | 37,6 | 17 | 50 | 49 | 11 | 11 | 0,838 | 0,924 | 9,9 | 9,2 |
| <i>Miconia cinerascens</i> | PI | 9,7 | 7 | 62 | 60 | 12 | 13 | 0,189 | 0,184 | 9,4 | 8,8 |
| <i>Leandra carassana</i> | PI | 13,5 | 9 | 38 | 30 | 14 | 13 | 0,181 | 0,130 | 8,3 | 6,6 |
| <i>Calyptanthes concinna</i> | CL | 53,3 | 20 | 28 | 29 | 9 | 9 | 0,857 | 0,900 | 7,6 | 7,2 |
| <i>Lamanonia ternata</i> | CL | 72,3 | 19 | 8 | 9 | 6 | 6 | 1,730 | 1,775 | 7,3 | 7,0 |
| <i>Ilex paraguariensis</i> | CS | 43,8 | 17 | 23 | 24 | 11 | 11 | 0,540 | 0,652 | 7,1 | 6,9 |
| <i>Myrceugenia glaucescens</i> | CS | 42,3 | 17 | 17 | 15 | 9 | 8 | 0,463 | 0,499 | 5,7 | 4,9 |
| <i>Citronella paniculata</i> | CL | 47,8 | 22 | 12 | 14 | 8 | 9 | 0,633 | 0,659 | 5,4 | 5,5 |
| <i>Dicksonia sellowiana</i> | CS | 24,8 | 6 | 22 | 21 | 5 | 5 | 0,660 | 0,657 | 5,2 | 4,7 |
| <i>Prunus myrtifolia</i> | CL | 44,6 | 20 | 13 | 15 | 7 | 8 | 0,452 | 0,574 | 4,7 | 5,1 |

Continua...

Tabela 1. Continuação.

| Espécies | GR | D_{máx} | A_{máx} | N₀₁ | N₀₅ | P₀₁ | P₀₅ | AB₀₁ | AB₀₅ | VI₀₁ | VI₀₅ |
|--------------------------------------|-----------|------------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
| <i>Meliosma sellowii</i> | CS | 52,1 | 13 | 10 | 8 | 8 | 7 | 0,374 | 0,326 | 4,6 | 3,7 |
| <i>Solanum pseudoquina</i> | CL | 36,6 | 17 | 8 | 7 | 6 | 6 | 0,294 | 0,419 | 3,5 | 3,5 |
| <i>Weinmannia paulliniifolia</i> | CL | 54,5 | 19 | 4 | 6 | 4 | 5 | 0,569 | 0,594 | 3,2 | 3,5 |
| <i>Symplocos celastrinea</i> | CS | 13,1 | 7 | 10 | 10 | 6 | 7 | 0,073 | 0,066 | 3,1 | 3,1 |
| <i>Rhodostemonodaphne macrocalyx</i> | CL | 34,7 | 17 | 7 | 9 | 4 | 6 | 0,135 | 0,148 | 2,3 | 3,0 |
| <i>Myrciaria floribunda</i> | CS | 35,0 | 16 | 6 | 6 | 4 | 4 | 0,158 | 0,193 | 2,3 | 2,2 |
| <i>Croton piptocalyx</i> | PI | 23,7 | 12 | 6 | 48 | 4 | 15 | 0,104 | 0,284 | 2,2 | 8,9 |
| <i>Maytenus evonymoides</i> | CS | 19,3 | 12 | 5 | 5 | 3 | 3 | 0,049 | 0,059 | 1,6 | 1,5 |
| <i>Symplocos falcata</i> | CL | 15,3 | 12 | 4 | 4 | 3 | 3 | 0,047 | 0,048 | 1,5 | 1,4 |
| <i>Ilex taubertiana</i> | CS | 14,0 | 12 | 3 | 3 | 3 | 3 | 0,021 | 0,024 | 1,4 | 1,3 |
| <i>Nectandra lanceolata</i> | CS | 14,6 | 10 | 5 | 5 | 2 | 2 | 0,031 | 0,041 | 1,2 | 1,1 |
| <i>Rollinia laurifolia</i> | CL | 14,6 | 9 | 3 | 5 | 2 | 2 | 0,037 | 0,049 | 1,0 | 1,1 |
| <i>Alsophila setosa</i> | CS | 13,1 | 6 | 6 | 8 | 1 | 1 | 0,080 | 0,100 | 1,0 | 1,1 |
| <i>Eugenia pluriflora</i> | CS | 19,7 | 11 | 3 | 4 | 2 | 3 | 0,017 | 0,020 | 1,0 | 1,3 |
| <i>Vernonanthura puberula</i> | PI | 18,5 | 7 | 2 | 2 | 2 | 2 | 0,040 | 0,046 | 1,0 | 0,9 |
| <i>Laplacea fruticosa</i> | CL | 21,5 | 11 | 2 | 2 | 2 | 2 | 0,038 | 0,045 | 1,0 | 0,9 |
| <i>Sapium glandulosum</i> | CL | 21,3 | 12 | 2 | 2 | 2 | 2 | 0,031 | 0,047 | 1,0 | 0,9 |
| <i>Casearia</i> sp. | s.i. | 47,0 | 15 | 2 | 2 | 1 | 1 | 0,159 | 0,176 | 0,9 | 0,9 |
| <i>Cordia concolor</i> | CS | 7,0 | 4 | 2 | 3 | 2 | 2 | 0,006 | 0,009 | 0,9 | 0,9 |
| <i>Myrceugenia miersiana</i> | CS | 25,8 | 11 | 1 | 3 | 1 | 2 | 0,080 | 0,099 | 0,6 | 1,1 |
| <i>Rudgea jasminoides</i> | CS | 29,6 | 5 | 3 | 5 | 1 | 2 | 0,017 | 0,025 | 0,6 | 1,1 |
| <i>Solanum campaniforme</i> | CS | 34,3 | 8 | 3 | 4 | 1 | 2 | 0,016 | 0,025 | 0,6 | 1,0 |
| <i>Dasyphyllum</i> sp. | CL | 10,6 | 20 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0,062 | 0,069 | 0,6 | 0,6 |
| <i>Blepharocalyx salicifolius</i> | CS | 12,1 | 12 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0,047 | 0,052 | 0,6 | 0,5 |
| <i>Symplocos</i> sp. | s.i. | 17,5 | 12 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0,042 | 0,048 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Podocarpus lambertii</i> | CL | 22,3 | 14 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0,033 | 0,039 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Styrax pohli</i> | CL | 16,9 | 12 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0,031 | 0,042 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> | CL | 12,4 | 12 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0,023 | 0,024 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Rollinia emarginata</i> | CS | 12,4 | 11 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0,018 | 0,022 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Vernonanthura ferruginea</i> | PI | 23,2 | 6 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0,018 | 0,023 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Solanum</i> sp. | s.i. | 24,8 | 6 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0,012 | 0 | 0,5 | 0 |
| <i>Solanum swartzianum</i> | CL | 17,2 | 7 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0,012 | 0,012 | 0,5 | 0,4 |
| <i>Aureliana fasciculata</i> | CS | 7,6 | 6 | 1 | 4 | 1 | 3 | 0,005 | 0,011 | 0,4 | 1,3 |
| <i>Myrceugenia myrcioides</i> | CS | 5,1 | 5 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0,002 | 0,002 | 0,4 | 0,4 |
| <i>Picramnia gardneri</i> | CS | 6,1 | 6 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0,003 | 0,003 | 0,4 | 0,4 |
| <i>Roupala montana</i> | CL | 6,7 | 4 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0,004 | 0,003 | 0,4 | 0,4 |
| <i>Miconia sellowiana</i> | PI | 9,7 | 8 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0,014 | 0 | 0,8 |
| <i>Myrceugenia brevipedicellata</i> | CS | 5,4 | 5 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0,004 | 0 | 0,5 |
| <i>Baccharis brachylaenoides</i> | PI | 12,6 | 6 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0,013 | 0 | 0,4 |

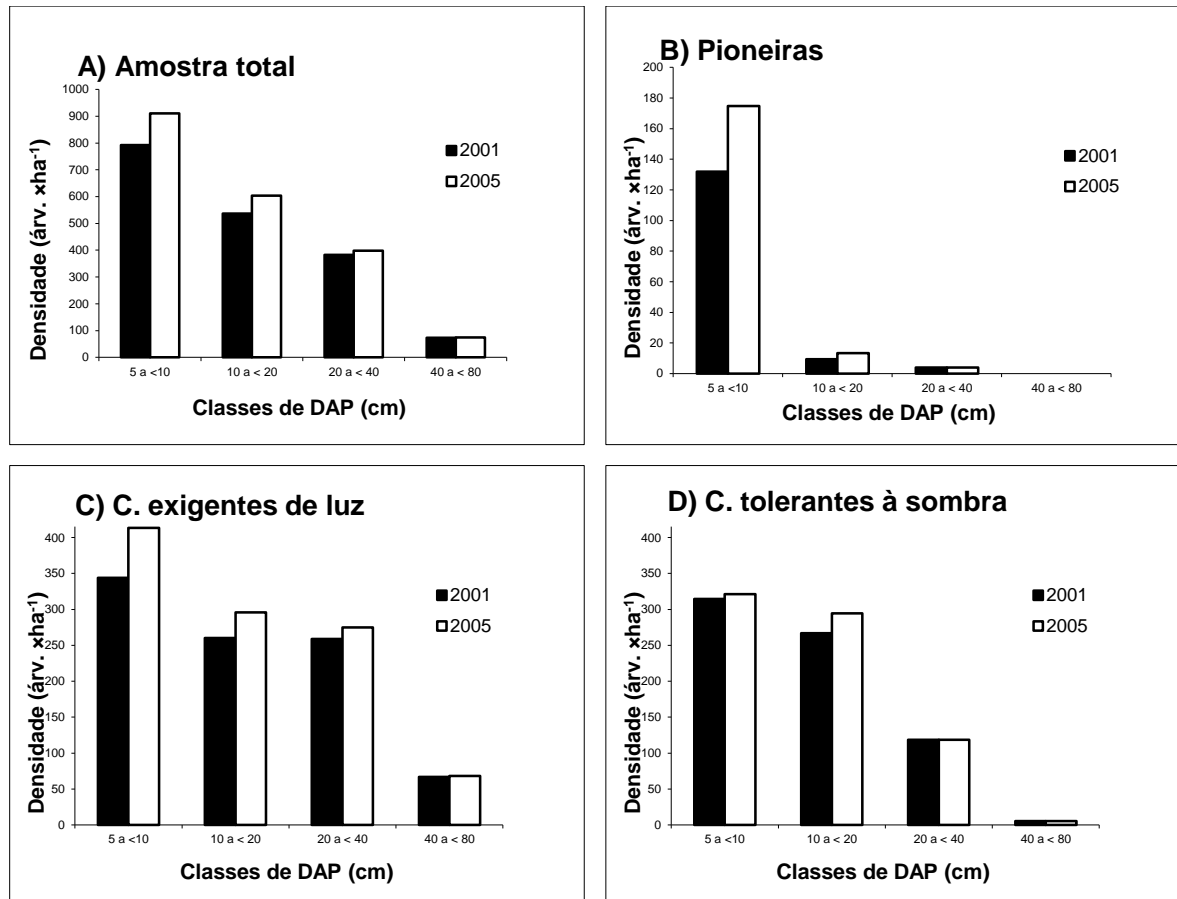


Figura 3. Distribuição das densidades de árvores por classes de diâmetro (DAP) para a amostra total (A) e para as guildas de regeneração das árvores pioneiras (B), climáticas exigentes de luz (C) e climáticas tolerantes à sombra (D) encontradas em 15 parcelas permanentes de 5×100 m inventariadas nos anos de 2001 e 2005 em uma floresta atlântica altomontana na Serra da Mantiqueira, em Camanducaia, Minas Gerais, Brasil. Observa-se que as escalas verticais não são sempre iguais, para melhor visualização.

Tabela 2. Parâmetros quantitativos das guildas de regeneração (GR) das árvores amostradas nos anos de 2001 e 2005, em 15 parcelas de 5×100 m em uma floresta atlântica altomontana em Camanducaia, Minas Gerais, Brasil, onde: PI = espécie arbórea pioneira, CL = climática exigente de luz, CS = climática tolerante à sombra, $D_{máx}$ = diâmetro máximo em cm, $A_{máx}$ = altura máxima em m, N = número de indivíduos, P = n° de parcelas com ocorrência da categoria, AB = área basal em m², E = n° de espécies, e H' e P' = índices de Shannon e Pielou, respectivamente (subscrições 01 e 05 correspondem aos anos dos levantamentos).

| GR | $D_{máx}$ | $A_{máx}$ | N ₀₁ | N ₀₅ | P ₀₁ | P ₀₅ | AB ₀₁ | AB ₀₅ | E ₀₁ | E ₀₅ | H' ₀₁ | H' ₀₅ | P' ₀₁ | P' ₀₅ |
|----|-----------|-----------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|------------------|-----------------|-----------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| PI | 23.7 | 12 | 109 | 144 | 14 | 15 | 0.53 | 0.69 | 5 | 7 | 0.96 | 1.25 | 0.60 | 0.64 |
| CL | 77.0 | 22 | 697 | 789 | 15 | 15 | 28.27 | 29.37 | 21 | 21 | 1.91 | 1.90 | 0.63 | 0.62 |
| CS | 52.1 | 18 | 529 | 555 | 15 | 15 | 9.18 | 9.84 | 25 | 26 | 2.28 | 2.32 | 0.71 | 0.71 |

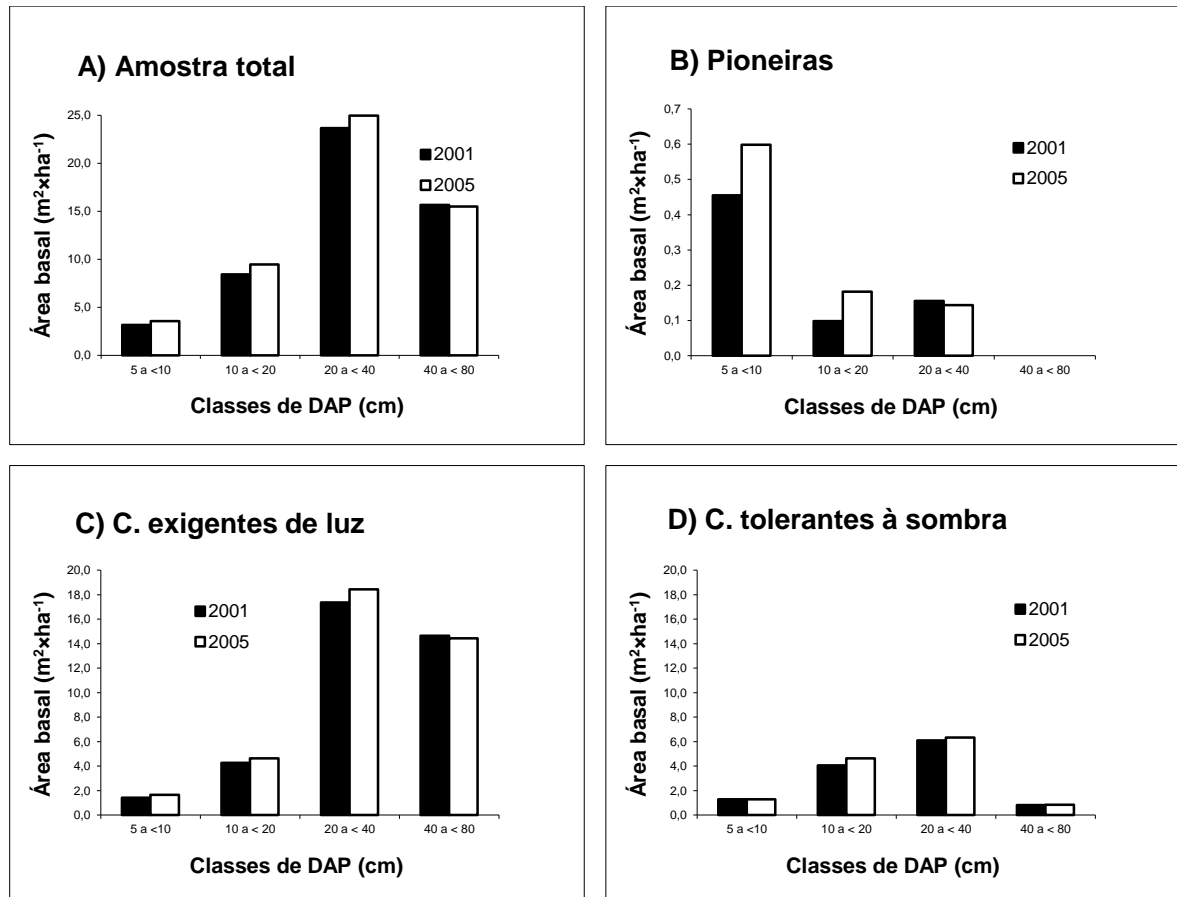


Figura 4. Distribuição das áreas basais por classes de diâmetro (DAP) para a amostra total (A) e para as guildas de regeneração das árvores pioneiras (B), climáticas exigentes de luz (C) e climáticas tolerantes à sombra (D) encontradas em 15 parcelas permanentes de 5×100 m inventariadas nos anos de 2001 e 2005 em uma floresta atlântica altomontana na Serra da Mantiqueira, em Camanducaia, Minas Gerais, Brasil. Observa-se que as escalas verticais não são sempre iguais, para melhor visualização.

3.2. Dinâmica da comunidade, guildas de regeneração e populações

Os parâmetros de dinâmica (tabela 3) mostraram aumentos líquidos de densidade e área basal na amostra total e em todas as guildas, como resultado de taxas de recrutamento e ganho em área basal superiores às taxas de mortalidade e perda, respectivamente. As contagens de recrutas foram significativamente maiores que as de mortas na amostragem total e em todas as guildas pelo teste de Poisson ($p < 0,001$ em todos os casos). Como exposto antes, tal crescimento foi uma tendência geral nas parcelas, com pequenas exceções. Entre as guildas de regeneração, o grupo das pioneiras destacou-se como mais dinâmico (com maior taxa de rotatividade ou menor rotatividade em anos) e menos estável, tanto demograficamente quanto em área basal, com altas taxas mortalidade e recrutamento e, por consequência, de

mudança. Entre as espécies climácicas, as CS mostraram-se mais dinâmicas em área basal, porém menos em número de árvores, pois as CL mostraram maior diferença entre suas taxas de recrutamento e mortalidade. O teste- G mostrou independência entre número de mortos, sobreviventes e recrutados entre as guildas de regeneração, sejam todas comparadas em conjunto ou duas a duas (sempre sendo encontrado $p < 0,01$). As climácicas caracterizaram-se por uma proporção alta de sobreviventes, mas recrutamento mais alto nas CL. Já as pioneiras apresentaram altas proporções de mortes e recrutados, prevalecendo os últimos. A comunidade apresentou diferenças significativas entre o número de egressos (mortes + emigrantes) e ingressantes (recrutados + imigrantes) nas três primeiras classes de diâmetro, onde os ingressantes superaram, principalmente na menor classe (tabela 4). O mesmo se deu entre as CL. Entre as pioneiras, apenas a primeira classe mostrou diferenças, com grande superação das ingressantes. Nas CS, apenas na classe de 10 a 20 cm houve diferença estatística, também com maior número de ingressantes. A proporção entre parcelas onde houve aumento e diminuição da área basal de cada guilda, mostrou diferenças significativas entre as CL (12 parcelas com aumento e 3 com redução, $\chi^2 = 5,4$ e $p < 0,001$) e entre CS (13 \times 3, $\chi^2 = 8,1$, $p < 0,01$). Entre as pioneiras não foi detectada tal diferença (10 \times 5, $\chi^2 = 1,6$, ns).

Os tipos de mortes (incluindo aí as árvores não encontradas) não diferiram entre as guildas (associadas pelo teste- G , $p > 0,58$). De 78 indivíduos mortos, excluindo-se 9 exportadas da amostra por redução de DAP abaixo do mínimo, 44% morreram em pé, 15% por quebra do tronco e 14% por queda, sendo 27% não encontradas. A maior parte morreu em pé em todas as guildas de regeneração (40% nas PI, 53% nas CL e 43% nas CS). As climácicas apresentaram mais morte por quebra (16% nas CL e 21% nas CS) do que as PI (7%). Das mortes por queda, 5% ocorreram nas CL, 14% nas CS e 20% nas PI. As mortes por quebra se deram entre pioneiras pequenas (DAP próximo do limite mínimo) e entre climácicas de diversos tamanhos, até diâmetros de 25 cm. As mortas em pé foram de menores classes entre as pioneiras (6 a 8 cm, média de 7 cm), entre as CS de 6 a 26 cm (média de 11,5 cm) e maiores nas CL (11 a 39 cm, média de 23,5 cm). Nas climácicas as diferenças de mortalidade entre classes de DAP foram pequenas, enquanto entre as pioneiras foi maior em sua última classe (20 a 40 cm). Na amostra total, a mortalidade foi maior na primeira classe. Os tipos de morte por classe de diâmetro podem ser visto na figura 5, onde se destacam as mortes em pé e o fato de apenas uma queda ter ocorrido na maior classe (e mais nenhum outro tipo de morte). Entre as mortas por queda destaca-se um *Drimys brasiliensis* (CL) com DAP = 61 cm e 18 m de altura. As demais tem menos de 20 cm de DAP. Já entre as mortas em pé, as maiores são *Ocotea lancifolia* (CL), com 30 a 40 cm de DAP e cerca de 14 a 16 m

de altura. Das 12 quebradas, 8 tinham menos de 14 cm DAP (com média de 8,4 cm), mas 3 apresentavam cerca de 20 cm (duas *Psychotria vellosiana* e um *Macropeltus dentatus*, espécies climácicas). Todas as árvores exportadas da amostragem por reduzirem seu DAP para abaixo do limite mínimo corresponderam a indivíduos quebrados ou aparentemente doentes. Já as não encontradas corresponderam, nas climácicas, a indivíduos de um DAP médio de 8 cm (máximo de 14 cm), enquanto nas pioneiras a média foi de 10 cm com uma amplitude de 5 a 24 cm, sendo as maiores da espécie *Croton piptocalyx*. Nas vinte populações mais abundantes (tabela 5), a diminuição no número de indivíduos foi significativa apenas em *Ocotea lancifolia* (CL) e *Myrsine umbellata* (CS), enquanto o aumento foi significativo em 6 espécies (1 PI, 3 CL e 2 CS). A grande maioria (13 populações) apresentou proporção significativamente diferente de comportamento da área basal nas parcelas, sempre crescente, enquanto em nenhuma espécie foi decrescente. As espécies pioneiras caracterizaram-se por maiores taxas de rotatividade em número de indivíduos e baixas em área basal, excetuando-se *Croton piptocalyx*, com elevadíssimos valores para ambas as taxas (figura 6). As climácicas apresentaram menores rotatividades em número e uma ampla distribuição de valores em área basal. As pioneiras apresentaram taxas de mudança negativas em número e área basal, novamente com exceção de *Croton*, com valores muito elevados. Nas CS predominam valores mais negativos de mudança em número, ocorrendo o inverso com as CL. Por outro lado, estas últimas apresentam valores mais altos de mudança em área basal, enquanto as CS mostram uma amplitude maior com valores menores.

Tabela 3. Parâmetros de dinâmica de uma comunidade arbórea amostrada nos anos de 2001 e 2005 em uma floresta atlântica altomontana em Camanducaia, Minas Gerais, Brasil, a partir de 15 parcelas de 5×100 m. As variáveis estão expressas em números de árvores e área basal, tanto para a amostra total como para as guildas de regeneração, onde PI = espécies arbóreas pioneiras, CL = climáticas exigentes de luz, CS = climáticas tolerantes à sombra (valores entre parênteses representam frequências esperadas em tabelas de contingência).

| | Total | PI | CL | CS |
|--|--------|------------|-------------|-------------|
| Número de árvores: | | | | |
| Inicial – 2001 | 1311 | 109 | 697 | 501 |
| Final – 2005 | 1462 | 144 | 789 | 526 |
| Mudança líquida | +12% | +32% | +13% | +5% |
| Sobreviventes | 1224 | 77 (139,1) | 676 (640,1) | 468 (441,8) |
| Mortas | 87 | 32 (9,8) | 21 (45,1) | 33 (31,1) |
| - caídas | 11 | 6 (4,1) | 1 (2,7) | 4 (4,2) |
| - em pé | 34 | 12 (12,7) | 10 (8,3) | 12 (13,0) |
| - quebradas | 12 | 2 (4,1) | 3 (2,7) | 6 (4,2) |
| - não encontradas | 21 | 10 (7,8) | 5 (5,1) | 6 (8,1) |
| - exportadas | 9 | 2 (3,3) | 2 (2,2) | 5 (3,5) |
| Recrutadas | 238 | 67 (27,1) | 113 (124,8) | 58 (86,1) |
| Taxas de mortalidade (% ano ⁻¹) | 1,65 | 8,1 | 0,7 | 1,6 |
| Taxas de recrutamento (% ano ⁻¹) | 4,22 | 14,1 | 3,7 | 2,8 |
| Rotatividade (% ano ⁻¹) | 2,94 | 11,1 | 2,2 | 2,2 |
| Taxa de mudança líquida (% ano ⁻¹) | 2,68 | 7,0 | 3,1 | 1,2 |
| Área basal: | | | | |
| Inicial – 2001 (m ²) | 37,448 | 0,531 | 28,266 | 8,437 |
| Final – 2005 (m ²) | 39,376 | 0,693 | 29,372 | 9,087 |
| Mudança líquida | +5% | +31% | +4% | +8% |
| Mortas (m ²) | 1,502 | 0,206 | 0,924 | 0,360 |
| - caídas | 0,376 | 0,031 | 0,290 | 0,054 |
| - em pé | 0,713 | 0,047 | 0,501 | 0,165 |
| - quebradas | 0,214 | 0,005 | 0,099 | 0,098 |
| - não encontradas | 0,177 | 0,116 | 0,031 | 0,031 |
| - exportadas | 0,023 | 0,007 | 0,004 | 0,012 |
| Decréscimo nos sobreviventes (m ²) | 0,492 | 0,016 | 0,351 | 0,125 |
| Recrutadas (m ²) | 0,909 | 0,286 | 0,438 | 0,184 |
| Aumento nos sobreviventes (m ²) | 3,013 | 0,098 | 1,943 | 0,949 |
| Taxa de perda (% ano ⁻¹) | 1,32 | 12,3 | 1,1 | 1,4 |
| Taxa de ganho (% ano ⁻¹) | 2,51 | 17,8 | 2,0 | 3,2 |
| Rotatividade (% ano ⁻¹) | 1,92 | 15,1 | 1,6 | 2,3 |
| Taxa de mudança líquida (% ano ⁻¹) | 1,23 | 6,7 | 0,9 | 1,8 |

Tabela 4. Dinâmica da comunidade arbórea e suas guildas de regeneração por classes de diâmetro entre os anos de 2001 e 2005, em 15 parcelas de 5×100 m em uma floresta atlântica altomontana em Camanducaia, Minas Gerais, Brasil, onde: esp. = frequência esperada baseada na distribuição de 2001 por classe, m = taxa de mortalidade em % ano⁻¹, emig. = emigrantes, rec. = recrutas, imig. = imigrantes, seguidos de comparações de Poisson entre contagens de saídas (mortos + emigrantes) e entradas (recrutas + imigrantes). Números sobrescritos entre parênteses indicam saídas da classe por redução de DAP para abaixo do limite mínimo de amostragem.

| Classes de DAP (cm) | Nº de árvores | | | Mortos | | | Emig. | Rec. | Imig. | Cont. Poisson | |
|--------------------------------|---------------|------|---------|--------|--------|-------|--------------------|------|-------|---------------|---------|
| | 2001 | 2005 | Esp. | Nº | Esp. | m | Nº | Nº | Nº | Z | P |
| Comunidade | | | | | | | | | | | |
| 5 < 10 | 594 | 683 | (672,8) | 48 | (39,7) | 2,02 | 95 ⁽⁻⁹⁾ | 228 | 4 | 4,60 | <0,0001 |
| 10 < 20 | 403 | 453 | (451,0) | 16 | (25,6) | 0,98 | 30 | 8 | 86 | 4,06 | <0,0001 |
| 20 < 40 | 287 | 299 | (308,7) | 13 | (18,3) | 1,12 | 1 | 2 | 27 | 2,29 | 0,0213 |
| 40 < 80 | 55 | 56 | (58,5) | 1 | (3,4) | 0,44 | 0 | 0 | 2 | 0,58 | Ns |
| Total | 1339 | 1491 | | 78 | | 1,45 | 126 | 238 | 119 | | |
| Pioneiras: | | | | | | | | | | | |
| 5 < 10 | 99 | 131 | (130,9) | 27 | (29) | 7,44 | 5 ⁽⁻²⁾ | 62 | 2 | 3,27 | 0,0005 |
| 10 < 20 | 7 | 10 | (9,7) | 1 | (1,8) | 3,67 | 2 | 4 | 2 | 1,00 | Ns |
| 20 < 40 | 3 | 3 | (3,4) | 2 | (1,1) | 23,41 | 0 | 1 | 1 | 0,00 | Ns |
| 40 < 80 | – | – | | – | – | | – | – | – | | |
| Total | 109 | 144 | | 30 | | 7,52 | 7 | 67 | 5 | | |
| C. exigentes de luz: | | | | | | | | | | | |
| 5 < 10 | 258 | 310 | (301,6) | 5 | (7,8) | 0,47 | 53 ⁽⁻²⁾ | 109 | 1 | 4,01 | <0,0001 |
| 10 < 20 | 195 | 222 | (221,4) | 5 | (5,8) | 0,63 | 23 | 3 | 52 | 2,96 | 0,0014 |
| 20 < 40 | 194 | 206 | (212,4) | 8 | (5,9) | 1,02 | 3 | 1 | 22 | 2,06 | 0,0193 |
| 40 < 80 | 50 | 51 | (53,6) | 1 | (1,5) | 0,49 | 0 | 0 | 2 | 0,58 | Ns |
| Total | 697 | 789 | | 19 | | 0,67 | 79 | 113 | 77 | | |
| C. tolerantes à sombra: | | | | | | | | | | | |
| 5 < 10 | 236 | 241 | (244,2) | 16 | (15,1) | 1,69 | 37 ⁽⁻⁵⁾ | 57 | 1 | 0,47 | Ns |
| 10 < 20 | 200 | 221 | (215,5) | 9 | (12,3) | 1,11 | 5 | 1 | 32 | 2,77 | 0,0025 |
| 20 < 40 | 89 | 89 | (91,1) | 3 | (5,4) | 0,83 | 0 | 0 | 4 | 0,38 | Ns |
| 40 < 80 | 4 | 4 | (4,1) | 0 | (0,2) | 0,00 | 0 | 0 | 0 | | |
| Total | 529 | 555 | | 28 | | 1,31 | 42 | 58 | 37 | | |

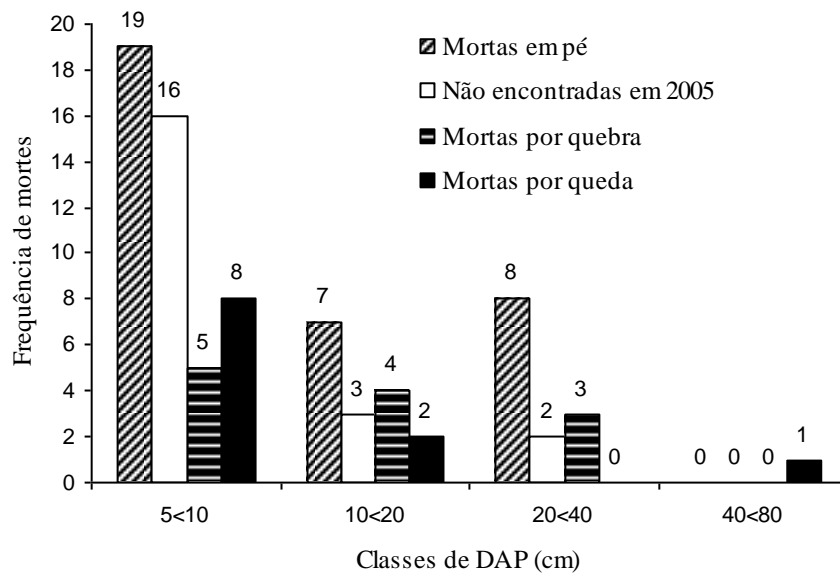


Figura 5. Distribuição de frequência por classe de diâmetro (DAP) das árvores encontradas mortas e não encontradas entre os levantamentos efetuados em 15 parcelas permanentes de 5×100 m nos anos de 2001 e 2005 em uma floresta atlântica altomontana na Serra da Mantiqueira, em Camanducaia, Minas Gerais, Brasil.

Tabela 5. Dinâmica das 20 populações arbóreas mais abundantes amostradas nos anos de 2001 e 2005 em uma floresta atlântica altomontana em Camanducaia, Minas Gerais, Brasil, para número de árvores e área basal, onde: GR = guildas de regeneração, PI = espécie arbórea pioneira, CL = climácica exigente de luz, CS = climácica tolerante à sombra, N = número de indivíduos (subscrições 01 e 05 correspondem aos anos dos levantamentos), M = mortos, R = recrutas, Z e p = contagens de Poisson e significância para M e R, AB = área basal, AB↑ = número de parcelas com área basal crescente, AB↓ = com área basal decrescente, χ^2 e p = teste qui-quadrado para homogeneidade na distribuição de AB↑ e AB↓. Em *Dicksonia sellowiana* não foi avaliada a área basal pela falta de correspondência desta com seu porte. As famílias botânicas e autoria das espécies são encontradas em França e Stehmann (2004) acrescidas de correções expostas neste trabalho.

| Espécies | GR | Nº de árvores | | | | Poisson | | Área basal (m ²) | | | | Qui-quadrado | |
|--------------------------------|----|-----------------|-----------------|----|----|---------|------|------------------------------|------------------|-----|-----|--------------|------|
| | | N ₀₁ | N ₀₅ | M | R | Z | p | AB ₀₁ | AB ₀₅ | AB↑ | AB↓ | χ^2 | p |
| <i>Miconia cinerascens</i> | PI | 62 | 60 | 11 | 11 | 0.0 | Ns | 0.19 | 0.18 | 9 | 5 | 1.1 | ns |
| <i>Leandra carassana</i> | PI | 38 | 30 | 17 | 9 | 1.6 | Ns | 0.18 | 0.13 | 7 | 7 | 0.0 | ns |
| <i>Croton piptocalyx</i> | PI | 6 | 48 | 2 | 44 | 6.2 | **** | 0.10 | 0.28 | 13 | 2 | 8.1 | *** |
| <i>Cabralea canjerana</i> | CL | 169 | 185 | 2 | 20 | 3.8 | **** | 5.07 | 5.48 | 14 | 1 | 11.3 | **** |
| <i>Psychotria vellosiana</i> | CL | 153 | 167 | 7 | 21 | 2.7 | *** | 3.16 | 3.56 | 13 | 2 | 8.1 | *** |
| <i>Drimys brasiliensis</i> | CL | 152 | 208 | 3 | 59 | 7.1 | **** | 1.56 | 1.65 | 13 | 2 | 8.1 | *** |
| <i>Ocotea lancifolia</i> | CL | 126 | 121 | 6 | 1 | 1.9 | * | 13.49 | 13.24 | 8 | 6 | 0.3 | ns |
| <i>Calyptanthes concinna</i> | CL | 28 | 29 | 0 | 1 | 1.0 | Ns | 0.86 | 0.90 | 8 | 1 | 5.4 | ** |
| <i>Citronella paniculata</i> | CL | 12 | 14 | 0 | 2 | 1.4 | Ns | 0.63 | 0.66 | 7 | 0 | 7.0 | *** |
| <i>Prunus myrtifolia</i> | CL | 13 | 15 | 0 | 2 | 1.4 | Ns | 0.45 | 0.57 | 7 | 0 | 7.0 | *** |
| <i>Myrcia splendens</i> | CS | 156 | 173 | 7 | 24 | 3.1 | **** | 1.22 | 1.45 | 13 | 2 | 8.1 | *** |
| <i>Myrsine umbellata</i> | CS | 94 | 87 | 8 | 2 | 1.9 | * | 2.51 | 2.54 | 11 | 4 | 3.3 | * |
| <i>Myrceugenia alpigena</i> | CS | 56 | 54 | 3 | 2 | 0.5 | Ns | 1.24 | 1.31 | 4 | 3 | 0.1 | ns |
| <i>Myrcia venulosa</i> | CS | 50 | 49 | 1 | 0 | 1.0 | Ns | 0.84 | 0.92 | 10 | 1 | 7.4 | ** |
| <i>Macropeplus dentatus</i> | CS | 49 | 58 | 2 | 12 | 2.7 | ** | 0.72 | 0.73 | 12 | 2 | 7.1 | *** |
| <i>Ilex paraguariensis</i> | CS | 23 | 24 | 1 | 2 | 0.6 | Ns | 0.54 | 0.65 | 11 | 0 | 11.0 | *** |
| <i>Dicksonia sellowiana</i> | CS | 22 | 21 | 1 | 0 | 1.0 | Ns | 0.66 | 0.66 | – | – | – | – |
| <i>Myrceugenia glaucescens</i> | CS | 17 | 15 | 1 | 0 | 1.0 | Ns | 0.46 | 0.50 | 7 | 1 | 4.5 | ** |
| <i>Symplocos celastrinea</i> | CS | 10 | 10 | 1 | 1 | 0.0 | Ns | 0.07 | 0.07 | 5 | 2 | 1.3 | ns |
| <i>Meliosma sellowii</i> | CS | 10 | 8 | 2 | 0 | 1.4 | Ns | 0.37 | 0.33 | 4 | 3 | 0.1 | ns |

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; ns = não significativo.

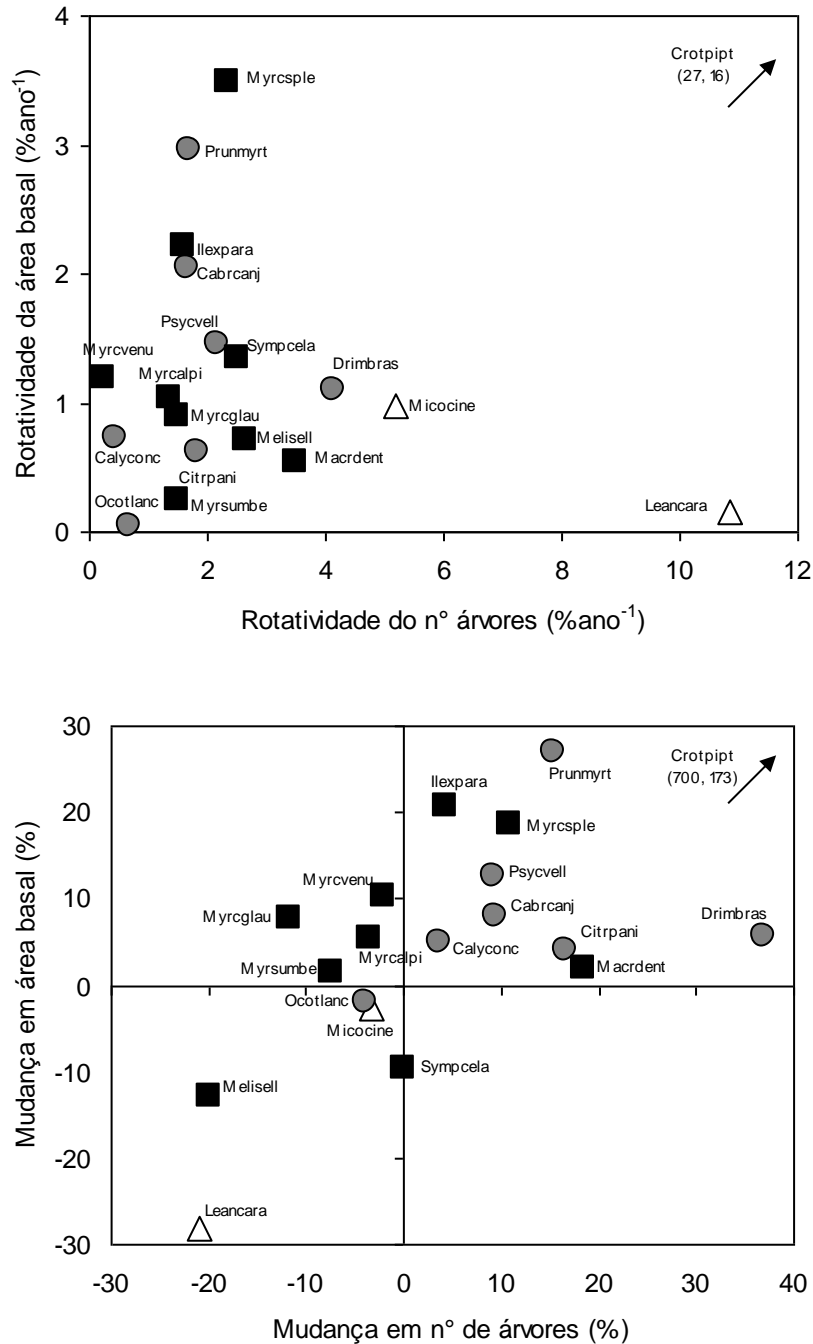


Figura 6. Taxas de rotatividade e de mudanças líquidas, em número de indivíduos e em área basal, para as populações mais abundantes levantadas em 2001 e 2005 em 15 parcelas permanentes de 5×100 m em uma floresta atlântica altomontana na Serra da Mantiqueira, em Camanducaia, Minas Gerais, Brasil, onde \triangle = espécies pioneiras, \bullet = climácicas exigentes de luz e \blacksquare = climácicas tolerantes à sombra. Os nomes são abreviaturas dos que se encontram na tabela 1.

4. DISCUSSÃO

4.1. Riqueza em espécies

A pequena mudança na diversidade de espécies, observada no período de quatro anos, segue um padrão comum encontrado por diversos autores em florestas brasileiras (*e.g.* Felfili, 1995; Werneck *et al.* 2000; Pinto e Hay, 2005), com valores dentro dos limites considerados normais por Pinto e Hay (2005), de 3 a 13% de novas espécies surgindo na amostra e o desaparecimento de 0 a 8 %. Esta baixa substituição de espécies parece indicar ser muito improvável que a comunidade se encontre em estádios iniciais de uma sucessão secundária. Por outro lado, o índice de diversidade de Shannon encontrado, de $2,9 \text{ nats} \times \text{indivíduo}^{-1}$, segundo França e Stehmann (2004), é o mais baixo encontrado em florestas montanas do sudeste brasileiro e está entre os menores registrados para as florestas do Brasil como um todo, segundo valores apresentados por Pinto e Oliveira-Filho (1999). Porém, com a elevação das frequências das espécies nas parcelas (e conseqüente redução da dominância média das espécies), estimadores não paramétricos de riqueza baseados em espécies raras nas amostras, como Chao (Chao, 1984) ou Jackknife de 1ª ou 2ª ordem (Smith e Van Balle, 1984; Palmer, 1991), reduziriam suas estimativas para o segundo ano, apontando para uma saturação de espécies. De fato, estes estimadores calculam em torno de 70 espécies, o que é um valor muito próximo das 66 espécies amostradas no levantamento florístico em todo o fragmento por França e Stehmann (2004). Assim, a baixa riqueza em espécies arbóreas parece caracterizar o fragmento de 3 mil ha. Mas isso se deve ao esperado para as florestas altimontanas (*vide* introdução do capítulo) ou correlaciona-se diretamente à degradação antrópica, como proposto por Pereira *et al.* (2006) para as cinco florestas montanas da serra da Mantiqueira, já citadas? Embora os autores associem as riquezas destas florestas aos seus estados de conservação, uma reanálise dos dados publicados também permite sugerir que as maiores riquezas encontradas estão correlacionadas à amplitude em altitude nas diferentes amostras, sendo as áreas avaliadas como menos ricas aquelas de menor amplitude na amostra e vice-versa. A razão é que variações na altitude podem gerar heterogeneidade ambiental suficiente para provocar incremento na riqueza de espécies. Além disso, retirada a área mais pobre, sem nenhuma amplitude altitudinal na amostragem (e sendo mesmo degradada ou não), pode-se visualizar uma forte correlação linear e inversa entre altitude e riqueza. Tal análise sugere que, para estas áreas montanas brasileiras, mesmo que estádios iniciais de sucessão sejam

facilmente reconhecíveis, características fisionômicas naturais podem estar sendo confundidas com fases intermediárias de sucessão ecológica. Segundo Guariguata e Ostertag (2002), a recuperação da riqueza em florestas que sofreram impactos moderados (*e.g.* não corte raso) se dá em poucas décadas, porém a recuperação da composição florística, principalmente das espécies de dossel, pode levar mais de 100 anos. No entanto (ainda para os autores), espera-se que a recomposição do dossel com espécies climácicas seja mais rápida em florestas montanas em relação às de terras baixas, em poucas décadas, pois o número de espécies de estádios sucessionais iniciais disponíveis para a sucessão secundária é muito menor, devido ao menor número de espécies. E por isso, segundo Lugo e Scatena (1995), o número de seres de sucessão tende a diminuir com a altitude. Na floresta altomontana estudada em Camanducaia, a baixa riqueza em espécies não sugere efeito de degradação e deve representar o esperado na maturidade das florestas das maiores altitudes da região. Na Costa Rica, parcelas de 1 ha de floresta ($DAP \geq 10$ cm) foram estudadas por Lieberman *et al.* (1996), em um gradiente de altitude de 30 a 2600 m, onde se encontrou uma progressiva redução no número de espécies (de cerca de 150 para 29). A 2000 m encontraram-se 55 espécies, de modo similar a este trabalho, com 56 espécies em 0,75 ha e $DAP \geq 5$ cm. Porém, o índice de Shannon foi de $3,5 \text{ nats} \times \text{ind.}^{-1}$, com maior equabilidade na abundância das espécies, com índice de Pielou de 0,86 (neste trabalho, respectivamente 2,9 e 0,73).

Os fetos arborescentes encontrados exibiram distribuições diferentes, mas com implicações coadunares. *Alsophila setosa*, nos dois levantamentos foi representada por, respectivamente, 6 e 8 indivíduos (ou 8 a 11 indivíduos $\times \text{ha}^{-1}$) em apenas uma parcela e, em ambos os anos, ocupando a 31ª posição na ordem de VI. Nas florestas altimontanas de Macaé de Cima, no Rio de Janeiro, Sylvestre e Kurtz (1994a) observaram que a espécie apresenta importância moderada nas áreas conservadas e grande densidade relativa na floresta secundária (chegando a ocupar a 6ª posição na ordem de VI). Em outro trabalho, os mesmo autores (Sylvestre e Kurtz, 1994b), classificaram a espécie *Dicksonia sellowiana* como de crescimento lento e restrita a pequenos trechos de floresta altomontana primária (a espécie, em Camanducaia, não alterou sua densidade de 28 indivíduos $\times \text{ha}^{-1}$ e foi encontrada em cinco parcelas). A espécie é considerada oficialmente ameaçada de extinção tanto pelo estado de Minas Gerais como pelo governo do Brasil (Mendonça e Lins, 2000). Assim, estas espécies sugerem um bom estado de conservação para a floresta altomontana estudada em Camanducaia.

4.2. Estrutura e dinâmica das guildas de regeneração

O número baixo de espécies pioneiras (7 espécies ou 12%), corresponde, aproximadamente, ao normalmente encontrado em fisionomias de Floresta Atlântica, em diversos estádios de regeneração, excetuando-se os muito iniciais. Por exemplo, Nunes *et al.* (2003), em um fragmento de floresta semidecídua montana de 5,8 ha, em estado de regeneração variável e com forte efeito de borda, encontraram 9% de pioneiras (14 espécies). Silva *et al.* (2003), em uma floresta atlântica semidecídua secundária, a 670 m de altitude, encontraram 10% de pioneiras de um total de 123 espécies. Em uma área de floresta ombrófila montana madura, a cerca de 1000 m de altitude na Serra do Mar, Tabarelli e Mantovani (1999) encontraram uma proporção de pioneiras de 9,5%, enquanto áreas há 10 e 40 anos em regeneração apresentaram respectivas proporções de 75 e 27%. A floresta Atlântica, comparada a outras formações florestais, apresenta riqueza reduzida de pioneiras em escala local (Tabarelli e Mantovani, 1997). Além disso, nas áreas altimontanas refletem o número geral baixo de espécies (Guariguata e Ostertag, 2002). O aumento de diversidade, entre os anos, no grupo das pioneiras, deve-se ao fato do índice de Shannon ser sensível a espécies raras, ou seja, às duas novas espécies pioneiras surgidas. Por outro lado, a proporção de indivíduos e área basal entre as guildas exibiu um padrão diferente. A proporção de indivíduos encontrados entre pioneiras e climácicas de luz e tolerantes (cerca de 9, 53 e 39%, respectivamente) quando comparados com valores de quatro florestas montanas do sudeste (Lavras, Tiradentes, Carrancas e Ibitipoca; altitudes de 1200 a 1500 m), apresentados por Pereira (2003), é muito similar às encontradas em Lavras (9, 51 e 40%) e Carrancas (12, 50 e 38%), ambos os sítios caracterizados por um estágio avançado de regeneração, perturbado por cortes seletivos nos últimos 60 anos. Enquanto Tiradentes se caracteriza por maiores fontes de impactos antrópicos e uma alta proporção de pioneiras, Ibitipoca, sem impactos há mais de 60 anos, apresenta também 10% de pioneiras, porém 54% de climácicas tolerantes à sombra. Já para as proporções em área basal, o padrão encontrado foi similar, porém em Camanducaia a área basal das pioneiras (2%) foi inferior àquelas das outras localidades (6% na área mais conservada e de 10 a 20% nas demais), enquanto das climácicas de luz (75%) foi bastante superior (50% em Ibitipoca e 60% nas demais). Segundo Whitmore (1989), em florestas onde predominam clareiras pequenas, o número de espécies intolerantes à sombra é menor. Pensando analogamente, tanto o menor porte das árvores das maiores altitudes quanto a grande proporção de mortas em pé (discutido mais adiante) devem propiciar, às florestas altimontanas, clareiras menores, favoráveis às espécies tolerantes à sombra, em contraposição

à menor altura e estratificação do dossel, que resulta em uma menor barreira à luz. Neste contexto, em Camanducaia, o crescimento (entre 2001 e 2005) em densidade e biomassa entre as pioneiras sugere condições favoráveis de entrada de radiação solar no sub-bosque. O crescimento em densidade e redução em biomassa entre as climácicas exigentes de luz deve-se a perdas entre as árvores maiores do dossel com pouca restituição. Parte destas pode estar sendo substituída pelas climácicas tolerantes à sombra, com aumento em biomassa, mas redução em número, com menor regeneração e menor representação da guilda como esperada em uma floresta madura. A situação encontrada, de uma maneira geral, sugere a presença de uma ou mais fontes de perturbação na floresta.

4.3. Estrutura e dinâmica da comunidade arbórea

A densidade da área estudada (1748 a 1949 indivíduos \times ha⁻¹ nos dois anos) é um pouco menor ou equipara-se às de outras florestas montanas do sudeste do Brasil, enquanto a área basal (37,4 e 49,9 m² \times ha⁻¹) é superior: Tiradentes, 1340 m, 2387 árv. \times ha⁻¹ e 20 m² \times ha⁻¹ (Oliveira-Filho e Machado, 1993); Lavras, a 1210 m de altitude, com 1724 árvores \times ha⁻¹ e 20 m²ha⁻¹ (Dalanesi *et al.*, 2004); Carrancas, 1500 m, 2138 árv. \times ha⁻¹ e 34 m² \times ha⁻¹ (Oliveira-Filho *et al.*, 2004) e Ibitipoca, 1500 m, 1881 árv. \times ha⁻¹ e 38 m² \times ha⁻¹ (Fontes, dados não publicados). As áreas estão em ordem crescente de estado de conservação (conforme Pereira, 2003). Considerando-se apenas as árvores com DAP > 10 cm (nos dois levantamentos, 956 e 1039 árv. \times ha⁻¹ e 35,1 e 46,8 m² \times ha⁻¹), para comparação com levantamentos em florestas neotropicais conservadas de maiores altitudes – na Venezuela, 2450 m de altitude, 660 árv. \times ha⁻¹ (Carey *et al.*, 1994); em Monteverde, Costa Rica, 1480 m, 555 árv. \times ha⁻¹ e 62 m² \times ha⁻¹ (Nadkarni *et al.*, 1995); Vulcão Barva, Costa Rica, 477 árv. \times ha⁻¹ e 29 m² \times ha⁻¹ a 2000 m e 654 árv. \times ha⁻¹ e 43 m² \times ha⁻¹ a 2600 m (Lieberman *et al.*, 1996) – observa-se maior similaridade (maiores densidade e área basal) com as áreas de maiores altitudes, o que faz sentido climaticamente devido a estas estarem em latitudes mais baixas, em torno de 10°.

Em comparação com a floresta jovem, uma floresta madura se caracteriza por uma maior área basal e menor densidade de fustes (Saldarriaga *et al.*, 1988). A floresta estudada apresenta densidade e área basal aparentemente elevados e não estáveis, crescentes em toda a área amostrada, sendo as poucas exceções explicadas pelos processos naturais de queda (ou morte em pé) de árvores maiores, como observado por Sheil *et al.* (2000) e constatado em campo. Tal situação corresponderia à fase silvigenética (inicial) de crescimento de Hallé *et al.*

(1978), mas deixa dúvidas quando observada a alta biomassa e o fato de quase a metade das árvores terem $DAP > 10$ cm. Do mesmo modo, o modelo proposto por Machado (2005) ou Machado e Oliveira-Filho (dados em fase de publicação), para processo de regeneração florestal, caracteriza o crescimento tanto em densidade quanto em área basal como indicador de uma floresta em construção inicial. No entanto, Denslow e Guzmán (2000), ao examinarem vinte florestas secundárias no Panamá, constataram que a área basal máxima se deu nos estádios intermediários de sucessão (em torno de 70 anos), para depois decrescer aos valores das florestas maduras. Mas em fases adiantadas de regeneração também é esperado que aconteça o autodesbaste, ou seja, aumento de biomassa com redução de densidade (Gentry e Terborgh, 1990; Oliveira-Filho *et al.*, 1997; Tabarelli e Mantovani, 1999; Werneck e Franceschinelli, 2004). Por outro lado, aumentos em densidade e área basal podem resultar de flutuações cíclicas entre períodos de expansão e retração de biomassa (Hubbell e Foster, 1990), inclusive em florestas maduras e conservadas sujeitas a distúrbio naturais (*e.g.* Pinto e Hay, 2005).

As florestas maduras também se caracterizam pelo dossel mais alto em relação às formações mais jovens (Saldarriaga *et al.*, 1988). Na floresta altomontana estudada, cerca de 20% das espécies apresentam uma altura máxima bastante inferior ao encontrado em outras formações (*e.g.* alturas em Oliveira-Filho, 2006). Mas o dossel apresenta altura similar à encontrada por Lieberman *et al.* (1996), na Costa Rica, a 2000 m de altitude, em torno de 20 m. A alta rotatividade da espécie *Croton piptocalyx*, com morte de indivíduos ainda bastante distante de seu porte potencial, indica que a menor estatura do dossel representa uma característica fisionômica da formação e não um sintoma de impactos. Já a espécie *Drimys brasiliensis* apresentou altura máxima acima do comum, chegando a 18 m, o que vai ao encontro do exposto por se tratar de uma das mais típicas árvores de ambientes altimontanos (Oliveira-Filho e Fontes, 2000). Esta altura pode estar ligada à alta rotatividade florestal. Herwitz e Young (1994), estudando um gradiente de altitude em floresta montana na Austrália, encontraram maior rotatividade no cume, apontando o fato como causa das menores alturas de dossel com a elevação da altitude. Porém, Carey *et al.* (1994), na Venezuela; Lieberman *et al.* (1996), na Costa Rica; e Bellingham e Tanner (2000), na Jamaica, também em gradientes de florestas montanas com redução de altura de dossel, não encontraram tais correlações, cujas generalizações os últimos autores consideram ainda não possíveis.

Nas florestas tropicais, as taxas de mortalidade geralmente são independentes do tamanho das árvores, mas é comum serem mais elevadas entre indivíduos com $DAP < 10$ cm

(como encontrado neste trabalho), devido principalmente à alta competição entre árvores jovens (Swaine *et al.*, 1987; Hartshorn, 1990). A alta rotatividade entre as pioneiras era esperado, redundante do próprio conceito desta guilda, caracterizada, segundo Lieberman e Lieberman (1987) entre outros, pelo crescimento rápido e ciclo de vida curto. As taxas de mudança negativas entre espécies pioneiras, em número e área basal, foram compensadas pelos elevados valores em *Croton*. Segundo Guariguata e Ostertag (2002), tal aumento pode simplesmente ser devido a eventos probabilísticos como, por exemplo, a frutificação da espécie no momento de abertura de clareiras ou, na situação deste trabalho, em um momento de alta pluviosidade, considerando que Lorenzi (1992) a considera uma espécie com preferência por terrenos de alta umidade. Apesar da viabilidade desta explicação gleasoniana, o alto crescimento e dispersão da espécie por toda a área podem significar uma mudança de estágio seral na comunidade. Mas mudanças finas não podem ser captadas pela classificação forçada das diferentes espécies em guildas, como se ocupassem um mesmo nicho ecológico, ou seja, como se não existisse um gradiente entre as exigências das espécies. Considerando-se o maior porte da espécie frente às outras pioneiras, supõe-se aqui que, caso se trate de uma mudança seral, esta é no sentido da restauração e não da degradação.

A taxa de mortalidade anual para a comunidade, em número de árvores, encontra-se entre os valores comumente citados na literatura para as florestas tropicais. No entanto, as taxas anuais de recrutamento e rotatividade foram muito altas, quando comparadas com as taxas de 242 sítios de florestas estudados por Stephenson e van Mantgem (2005) sendo 158 tropicais e todas maduras ou em fase final de sucessão e sem grandes interferências antrópicas. Estes dados incluem grandes listagens, como de Phillips e Gentry (1994) e Phillips *et al.* (2004); e são corrigidos conforme Lewis *et al.* (2004), para comparação de estudos com diferentes intervalos entre amostras e com amostragens antes e após a intensificação das rotatividades das últimas décadas verificadas por Phillips (1996). A taxa de recrutamento em Camanducaia, de 4,22%, é apenas inferior à de valor mais alto, de 4,57%, sendo todas as maiores em solos amazônicos ricos, em baixas altitudes no Peru e Equador. Já a taxa de rotatividade, de 3,30% após correção de Lewis *et al.* (2004), encontra-se entre as cinco mais elevadas. Altas taxas de rotatividades podem indicar regimes de distúrbio (Salo *et al.*, 1986; Guilherme *et al.*, 2004). Os valores se assemelham aos encontrados por Gomes *et al.* (2003) em uma floresta Atlântica montana secundária e em recuperação do sudeste, com taxa anual de mortalidade de 1,67%, recrutamento de 3,46% e rotatividade de 2,57%. Os mesmos autores, em revisão de vários trabalhos, relatam que altas taxas de recrutamento aparecem na

literatura relacionadas a distúrbios agudos (*e.g.* furacões) e crônicos (como anos secos, segundo os autores), aos estádios secundários da floresta e ou efeitos de borda.

4.4. Possíveis distúrbios

Os resultados sugerem tratar-se de uma floresta em estágio avançado de sucessão. Mas se assim for, de qual distúrbio ou distúrbios (passados ou presentes) esta floresta altomontana está se recuperando?

Possível distúrbio crônico global

A análise de parcelas permanentes em florestas tropicais maduras não perturbadas em diversas regiões mostraram que, nas últimas décadas (provavelmente a partir da década de 1950), tem havido aumento da taxa de rotatividade e da biomassa, com mudanças na importância das espécies. Embora os motivos deste crescimento ainda não sejam identificados (Stephenson e van Mantgem, 2005), a grande escala do padrão encontrado levou à suposição da causa ser o recente aumento de CO₂ atmosférico, de origem antrópica (Phillips e Gentry, 1994; Phillips, 1996; Condit, 1997; Phillips e Sheil, 1997; Laurance *et al.*, 2004; Lewis *et al.*, 2004; Phillips *et al.*, 2004). Apesar do impacto da hipótese, tal relação ainda não foi comprovada. Segundo Laurance *et al.* (2004), as mudanças se caracterizam também pelo declínio das espécies de subdossel e aumento da dominância daquelas de rápido crescimento, mas não das pioneiras. Tal situação não se encaixa com os dados encontrados neste trabalho e suposições para comportamentos diferenciados nas florestas altomontanas tornam-se muito arriscadas, levando a navalha de Ockham a cortar mais adiante.

Possíveis distúrbios agudos regionais

A influência do clima na dinâmica da vegetação é comumente sugerida em escala local (*e.g.* nos efeitos de borda; *vide* D'Angelo *et al.*, 2000) e global (“efeito-estufa”, visto acima), mas a escala regional ainda é pouco abordada. Exemplos para a região Neotropical são os estudos sobre a influência do fenômeno El Niño na dinâmica e estrutura de florestas no Panamá (Condit *et al.*, 2004) e Amazônia (Williamson *et al.*, 2000), durante a estação seca de 1997, sendo o fenômeno associado a condições mais secas em toda América tropical (Dettinger *et al.*, 2001). Na região Sudeste do Brasil, anos de El Niño estão associados a elevações moderadas da temperatura do ar, enquanto La Niña associa-se a temperaturas

abaixo da média durante o ano (Berlato e Fontana, 2003; Grimm e Togatlian, 2002), sendo as alterações mais consistentes durante o inverno (Grimm e Togatlian, 2002). Eventos La Niña afetam 5% a 15% mais áreas continentais do que durante eventos El Niño (Mason e Goddard, 2001). Nos episódios de La Niña, o número de eventos extremos de precipitação tende a aumentar no centro-sudeste do Brasil, especialmente em outubro e novembro do ano de início do fenômeno, ocorrendo diminuição expressiva em janeiro (Grimm e Tedeschi, 2004). As ocorrências mais recentes dos fenômenos, para o hemisfério sul, caracterizam-se por um evento El Niño forte em 1997-1998, La Niña moderado em 1998-2001, e El Niño moderado em 2002-2003 e fraco em 2004-2005 (CPTEC/INPE, 2008). Na Serra da Mantiqueira, durante os eventos La Niña a estação chuvosa tende a durar mais do que a média, com início precoce e final tardio (Minuzzi *et al.*, 2007), sendo a influência do fenômeno sobre as chuvas em 1999-2000 considerada forte. Eventos climáticos extremos são anomalias em relação aos valores estudados e previstos pela climatologia e um destes eventos trata-se da seca na região Sudeste no verão de 2001, chegando a gerar grande perda econômica (Marengo *et al.*, 2007), e talvez associada aos eventos El Niño e La Niña (Kane, 2002). Considera-se que as anomalias de precipitação ocorridas na década de 1990 sofreram influência de El Niño (Latif *et al.*, 1997). No estado de São Paulo, o aumento de eventos extremos de chuvas também foi observado durante El Niño (Carvalho *et al.*, 2002). Assim, a floresta úmida estudada, após temperaturas elevadas em 1997/98, provavelmente passou por eventos extremos de um maior período chuvoso em 1998/99 e por uma severa seca de verão em 2001 (quando se deu o 1º levantamento), após a qual o clima tendeu às condições normais até 2005 (2º levantamento). Mas não foram encontradas mudanças na estrutura diamétrica da floresta ou mudanças nas taxas de mortalidade entre as diferentes classes, como em Condit *et al.* (2004), embora na Amazônia, Williamson *et al.* (2000) não encontraram diferenças entre tamanhos e, frente às pequenas mudanças na taxa de mortalidade, consideraram os efeitos baixos e a floresta Amazônica resistente ao fenômeno. Uma outra possibilidade seria o primeiro levantamento ter se dado logo após os efeitos da seca na comunidade, em uma floresta já com muitas mortes, o que explicaria a taxa de mortalidade normal (subestimada, no caso) e o alto recrutamento como reposição pós-distúrbio em um ambiente de baixa competição. No entanto, no primeiro inventário foi encontrado um número normal de árvores mortas em pé, ou seja, 8% (França e Stehmann, 2004). Ao que parece, a floresta úmida altomontana, assim como a amazônica, é resistente a secas anômalas, possivelmente devido à manutenção de umidade pelo efeito nebuloso. Nos ambientes florestais altimontanos, a condensação das

nuvens trazidas pelos ventos pode incrementar a precipitação em mais de 40% (Waring e Schlesinger, 1985).

Possíveis distúrbios crônicos locais

A amostra se deu sempre a pelo menos 500 m da borda mais próxima, no interior do fragmento, distância muito superior à normalmente apresentada como passível de efeitos de borda (*e.g.* Malcolm, 1994; Murcia, 1995). Mas, apesar do grande tamanho do fragmento florestal estudado (cerca de 3 mil ha), este se encontra muito recortado, com alta relação entre perímetro e área, podendo expor mais a área a impactos antrópicos (Pereira *et al.*, 2007), como coleta seletiva de madeira e entrada de gado. Não foi encontrado qualquer vestígio de retirada de madeira no levantamento de 2001 (França e Stehmann, 2004) e nem em 2005, que justificassem um aumento em biomassa em resposta a colheitas de madeira no passado recente. Mas em ambos constatou-se o uso da floresta para a alimentação *in loco* de gado, em sistema extensivo de baixa densidade. Segundo moradores locais, a prática é comum na região, sendo utilizada principalmente no inverno, quando as pastagens se enfraquecem, com ocupação aproximada de 7 a 10 ha por boi, que se alimentam preferencialmente de taquaras, comuns nesta e demais florestas úmidas altimontanas. O gado pode representar um mecanismo *top-down* que, pisoteando e pastando a regeneração, mantém a biomassa da floresta abaixo de seu potencial natural. E seu efeito na área faria sentido se a prática tivesse sido interrompida ou inibida nos últimos anos, permitindo uma recuperação da floresta, mas isso não aconteceu. Por outro lado, impactos intermediários na regeneração poderiam, ao longo dos anos, estender-se às maiores classes de diâmetro pela redução na reposição de árvores e, atingindo o dossel superior, provocar maior incidência de radiação solar. Esta, por consequência, reiniciaria uma fase de acúmulo de biomassa com altas taxas de crescimento e recrutamento nas menores classes, que também se refletiriam nas maiores classes ao longo dos anos e assim ciclicamente. Isso poderia explicar a fase de acúmulo de biomassa em que a área se encontra, mas somente um estudo em longo prazo poderia esclarecer tal hipótese. Toniato e Oliveira-Filho (2004), em uma floresta semidecídua a 570 m de altitude, em Bauru, São Paulo, não encontraram correlação entre o grau de pastoreio por gado na floresta e mudanças em sua estrutura (a hipótese acima explicaria estes resultados?), mas também salientam para a necessidade de estudos em longo prazo sobre o tema.

Possíveis distúrbios locais agudos e ou sazonais

A maior parte das quedas e quebras das árvores tem como causa a queda de outras árvores ou grandes ramos e estas têm como causa original uma combinação de fatores externos, como chuva e vento, que podem somar-se a internos, como debilitação por doença (Van der Meer e Bongers, 1996). Embora os ventos nem sempre mostrem uma influência clara sobre a dinâmica florestal, como no caso dos furacões da América Central (*e.g.* Arriaga, 2000), a correlação de quedas de árvores com chuvas fortes é bastante conhecida (*vide* Van der Meer e Bongers, 1996). As quedas tendem a coincidir com as chuvas, quando rajadas fortes acompanham as tempestades da estação chuvosa (Brokaw, 1982), como ocorre no Brasil. Com a elevação da altitude há um aumento da velocidade dos ventos (Jones, 1992), cujas médias podem ser enganosas, já que ocorrem fortes ventos concentrados em poucos minutos (Daubenmire, 1979). Assim, sugere-se que os ventos componham um importante fator no ecossistema florestal montano. Por exemplo, possivelmente podem atuar na redução da altura das árvores em grandes altitudes (*vide* extensa revisão sobre o assunto em Falkenberg, 2003). Como frequentemente ocorre em muitas florestas, árvores ou galhos caem sobre clareiras já existentes antes que a área chegue à maturidade (Hartshorn, 1980; Hubbell e Foster, 1986), reativando o processo de regeneração. Assim sendo, teoricamente os ventos podem limitar a sucessão florestal onde atuam fortemente na queda de árvores, provocando impactos sazonais, nos períodos chuvosos, ou esporádicos, durante eventos climáticos extremos. As mortes de árvores são os principais formadores de clareiras naturais (Orians 1982, Hubbell e Foster 1986). Porém, a proporção do tipo de morte é variável entre localidades, inclusive para florestas montanas (*e.g.* Tabarelli *et al.*, 1997, *versus* Carvalho *et al.*, 2000). A grande maioria dos estudos sobre o modo como morrem as árvores encontra uma maior proporção de árvores quebradas e desenraizadas e uma minoria morta em pé (Putz *et al.*, 1983; Rankin de Merona, 1990; Korning e Balslev, 1994; Van der Meer e Bongers, 1996), sendo todos estes realizados em baixas altitudes. Em Camanducaia, a dinâmica se diferenciou pela elevada proporção de árvores mortas em pé (44%) e reduzida de mortas por quebra de tronco (15%), o que se equipara ao encontrado por Carey *et al.* (1994), em florestas montanas na Venezuela (67% mortas em pé e 9,4% quebradas). Como a probabilidade de desenraizar aumenta com o tamanho da árvore (Putz *et al.* 1983), talvez o dossel mais baixo das florestas altimontanas explique seu baixo número de quedas de árvores. Mas isso se tal probabilidade correlacionar-se ao tamanho real e não proporcional à altura do dossel. Por outro lado, a alta proporção de árvores mortas em pé encontrada neste estudo não sugere que os ventos tenham importância acima do normalmente encontrado nas demais florestas tropicais, ou seja, que

não sejam fontes de impacto responsável por pulsos de redução e acúmulo de biomassa, como explicado anteriormente na consideração de outro fator de perturbação.

Possíveis fantasmas de distúrbios passados

Embora não se encontrem vestígios recentes de exploração florestal ou de outra fonte de impacto significativo na floresta estudada, também não se encontram informações suficientemente precisas sobre o histórico de perturbação da área. A ocupação e exploração agropecuária da região antecedem as principais leis de proteção à natureza no Brasil. O fragmento de 3 mil ha corresponde quase totalmente às áreas acima dos 1800 m de altitude, protegidas por lei desde 1965 (Brasil, 1965). Antes desta data, provavelmente sofreu muitas intervenções e, talvez, até mesmo o corte raso em alguma proporção. A trajetória da sucessão ecológica e o tempo de recuperação da estrutura e flora de uma floresta podem variar muito dependendo do seu histórico de perturbação (Uhl *et al.*, 1988), podendo levar séculos se a recuperação se iniciar de um corte raso (Guariguata e Ostertag, 2002). Indivíduos jovens de espécies climácicas podem levar 60 anos para ocupar o dossel (Saldarriaga, 1988). Os relatos sobre queimadas (note o plural) ocorridas há mais de 60 anos na área, ouvidos por França e Stehmann (2004), mesmo sem detalhamento sobre a frequência ou intensidade dos incêndios, exibem um panorama de grandes impactos. Também pode ser observada na floresta uma trilha abandonada. Mais larga que o necessário para pedestres e levando apenas ao interior da mata, assemelha-se muito às vias antigas para retirada de toras, geralmente com uso de tração animal. Tal trilha encontra-se hoje inutilizável, dadas as árvores caídas que lhe atravessam, e encontra-se em estágio inicial de sucessão. Isso sugere que, ou os impactos no ambiente foram severos (*e.g.* pela compactação da via pelo peso das toras exploradas), tornando lenta e difícil a regeneração florestal, ou se trata de uma trilha utilizada até recentemente. Trabalhos em fragmentos secundários no sudeste continuamente têm encontrado comunidades instáveis em processo de acúmulo de biomassa, ou seja, em situações de recuperação intermediária ou tardia e quase nunca degradação (*e.g.* Oliveira-Filho *et al.* 1997ab; Appolinário *et al.* 2005). Tal padrão provavelmente se deve aos avanços nas leis de proteção florestal e, principalmente, na fiscalização, enfim, na maior inibição das interferências antrópicas impactantes, e para o fragmento estudado não deve ser diferente. Assim, o estágio de acúmulo de biomassa expresso pela floresta altomontana em Camanducaia provavelmente corresponde a respostas regenerativas antigas a inúmeras perturbações antrópicas difíceis de qualificar e quantificar.

4.5. Importância da floresta nebulosa altomontana em Camanducaia

A floresta altomontana estudada em Camanducaia integra os raros 0,38% que a floresta ombrófila ocupa em todo estado de Minas Gerais (Scolforo *et al.*, 2006). Além disso, faz parte da área de distribuição das florestas nebulares mapeada por Bubb *et al.* (2004). Estas estão sob as mesmas ameaças em que se encontram todas as florestas tropicais, mas são especialmente suscetíveis à fragmentação e à mudança climática. Primeiro, são ecossistemas originais e naturalmente raros, correspondendo a somente 1,2% das florestas tropicais americanas (Bubb *et al.* 2004). Depois, independentemente da chamada “fertilização de carbono” causada pelo “efeito estufa”, considera-se que os ecossistemas montanos podem ser particularmente afetados pelo aquecimento global (Hamilton e McMillan, 2004), este sim uma evidência científica, que pode forçar as espécies a se elevarem no relevo, se houver terreno acima, e levar a mudanças na flora local. O último relatório (de 2007) do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (*International Panel on Climate Change - IPCC*), em sua seção sobre a América Latina (Magrin *et al.*, 2007), observa que durante a última década foi observada uma elevação de 0,5°C na temperatura do Brasil. Para Magrin *et al.* (2007), as florestas nebulares em regiões montanhosas estarão ameaçadas se a temperatura subir de 1 a 2°C nos próximos 50 anos devido às mudanças na altitude da base das nuvens durante a estação seca, que estaria subindo 2 m ao ano.

A área estudada, por ser altomontana, exibiu uma baixa riqueza em espécies arbóreas. Porém, é importante observar que das 53 espécies encontradas nas parcelas, 51% são consideradas raras em Minas Gerais (Oliveira-Filho, 2006). Também se encontra próxima a outros fragmentos montanos de tamanhos consideráveis num raio de cerca de 5 km (a maioria com menos de 100 ha), onde pode desempenhar importante papel na manutenção e dispersão de espécies sob estrutura espacial metapopulacional. Ademais, o fragmento estudado em Camanducaia abriga diversas nascentes de água (França e Stehmann, 2004), assim como outros na região. Estas florestas são de extrema importância pela sua maior capacidade em captar e aumentar a oferta de água para as comunidades mais abaixo no relevo (Bruijnzeel, 2000; Bruijnzeel e Hamilton, 2000; Bubb *et al.* 2004). Apesar da importância do fragmento, o mesmo é cercado e invadido por alterações antrópicas em áreas acima dos 1800 m de altitude, em desrespeito à lei federal que as consideram áreas de preservação permanente desde 1965 (Brasil, 1965). A correta desocupação e restauração destas áreas aumentariam a floresta e a deixaria com um formato menos suscetível aos efeitos de borda, naturais e antrópicos, que podem prejudicar sua conservação.

A fitofisionomia encontrada (estrutura e flora) discrimina a floresta como vegetação primária ou em avançado estágio de sucessão, conforme a lei federal que dispõe sobre a definição de floresta atlântica ombrófila primária e secundária em Minas Gerais (Brasil, 2007), assim como por Oliveira-Filho *et al.* (2006), em publicação que claramente subsidiou tal lei. Os últimos, porém, tomam o cuidado de afirmar que “no caso de perturbações difusas... a classificação em etapas serais não se aplica e demanda análises particulares”, o que deve servir para quase todos os fragmentos florestais do país. Tal situação exhibe a importância e urgência de novos estudos e ações em prol da compreensão e preservação das raras florestas atlânticas nebulares altimontanas brasileiras.

5. CONCLUSÃO

A hipótese de estabilidade da comunidade arbórea foi rejeitada pelos resultados. A alta rotatividade, com desequilíbrio entre taxas de dinâmica, exibindo uma floresta em crescimento, e proporção de biomassa entre as guildas de regeneração, com menor representatividade das espécies tolerantes à sombra, indicam que a área encontra-se não madura e respondendo a perturbações, provavelmente antrópicas e de grande intensidade em décadas passadas. Por outro lado, a riqueza e composição de espécies, a baixa importância das pioneiras na estrutura, a elevada área basal da comunidade e o aumento de biomassa entre as climáticas tolerantes à sombra indicam estágios mais avançados de sucessão. Importante observar que os parâmetros puramente fisionômicos, como baixa riqueza, menor estatura de dossel, elevada densidade e área basal não foram capazes de identificar estágios de sucessão ecológica, apenas correspondendo à altitude. Tais características também são esperadas nas florestas atlânticas nebulares maduras, compondo um ecossistema que se poderia chamar de oro-climático. Portanto, a fisionomia deve ser utilizada com cuidado na avaliação de estado de conservação de florestas altimontanas e, de preferência, acompanhada de dados de dinâmica florestal.

6. AGRADECIMENTOS

Este trabalho contou com apoio financeiro da Conservation International do Brasil e do Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais. Agradecemos ainda ao Sr. Altair Rezende de Souza e família, por permitirem o desenvolvimento do trabalho em sua propriedade.

7. LITERATURA CITADA

- APG II. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society**, n.141, p.399-436, 2003.
- 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**, v.28, n.2, p.347-360, 2005.
- ARRIAGA, L. Types and causes of tree mortality in a tropical montane cloud forest of Tamaulipas, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, v.16, p.623-636, 2000.
- AYRES, J.M.; FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A.B.; QUEIROZ, H.; PINTO, L.P., MASTERSON, D.; CAVALCANTI, R.B. **Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil**. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, 2005. 256p.
- AYOADE, J.O. **Introdução à climatologia para os trópicos**. 5ª ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1998. 332p.
- AYRES, M.; AYRES JR., M.A.; AYRES, D.L.; SANTOS, A.A.S. **BioEstat: aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas**. 5ªed. Belém: 2007. 324p.
- AZEVEDO, L.G. Tipos de vegetação do sul de Minas e campos da Mantiqueira (Brasil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.34, n.2, 1962.
- BELLINGHAM, P.J.; TANNER E.V.J. The influence of topography on tree growth, mortality, and recruitment in a tropical montane forest. **Biotropica**, v.32, n.3, p.378-384, 2000.
- BERLATO, M.A.; FONTANA, D.C. **El Niño e La Niña: impactos no clima, na vegetação e na agricultura do Rio Grande do Sul - aplicações de previsões climáticas na agricultura**. Porto Alegre: UFRGS, 2003. 110 p.
- BRASIL – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **O corredor central da mata atlântica: uma nova escala de conservação da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Conservação Internacional e Fundação SOS Mata Atlântica, 2006. 46p.
- BRASIL. Decreto nº. 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o novo Código Florestal Brasileiro. **Diário Oficial da União**, 16 de setembro de 1965.
- BRASIL. **Estratégias nacionais de biodiversidade na América do Sul: perspectivas para cooperação regional - Resultados da reunião para identificação de temas em**

- biodiversidade para cooperação e intercâmbio entre os países da América do Sul. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004. 285p.
- BRASIL. Resolução n.º 392, de 25 de junho de 2007, que dispõe sobre definição de vegetação primária e secundária de regeneração de Mata Atlântica no Estado de Minas Gerais. **Diário Oficial da União**, edição 121, 26 de junho de 2007.
- BRITO, F.R.A.; OLIVEIRA, A.M.H.C.; JUNQUEIRA, A.C. A ocupação do território e a devastação da Mata Atlântica. *In*: PAULA, J.A. (ed.). **Biodiversidade, população e economia: uma região de Mata Atlântica**. Belo Horizonte: UFMG/Cedeplar-ECMVS/PADCT/CIAMB, 1997. p.49-89.
- BROKAW, N.V.L. Treefalls: frequency, timing and consequences. *In*: LEIGH, E.G.; RAND, A.S.; WINDSOR, D.M. (ed.). *Ecology of a tropical forest: seasonal rhythms and long-term changes*. Washington: Smithsonian Institution Press, 1982. p.101-108.
- BRUIJNZEEL, L.A. Hydrology of tropical montane cloud forests: a re-evaluation. *In*: GLADWELL J.S. (ed.). **Proceedings of the Second International Colloquium on Hydrology of the Humid Tropics**. Panama City: Cathalac, 2000.
- BRUIJNZEEL, S; HAMILTON, L.S. **Decision Time for Cloud Forests** (Humid tropics programme series n.º 13. Paris: UNESCO - Division of Water Sciences, 2000.
- BRUIJNZEEL, L.A., VENEKLAAS, E.J. Climatic conditions and tropical montane forest productivity: the fog has not lifted yet. **Ecology**, n.79, p.3-9, 1998.
- BUBB, P.; MAY, I.; MILES, L.; SAYER, J. **Cloud Forest Agenda**. Cambridge: UNEP-WCMC, 2004. 32p.
- CAREY, E.V.; BROWN, S.; GILLESPIE, A.J.R.; LUGO, A.E. Tree mortality in mature lowland tropical moist and tropical lower montane moist forests of Venezuela. **Biotropica**, v.26, n.3, p.255-265, 1994.
- CARVALHO, L.M.T.; FONTES, M.A.L.; OLIVEIRA FILHO, A.T. Tree species distribution in canopy gaps and mature forest in an area of cloud forest of the Ibitipoca Range, south-eastern Brasil. **Plant Ecology**, v.149, p.9-22, 2000.
- CARVALHO, L.M.V.; JONES, C.; LIEBMANN, B. Extreme precipitation events in southeast South America and large-scale convective patterns in the south Atlantic Convergence Zone. **Journal of Climate**, v.15, p.2377-2394, 2002.
- CASWELL, H.; COHEN, J.E. Communities in patchy environments: a model of disturbance, competition, and heterogeneity. *In*: KOLOSA, J.; PICKET, S.T.A. (eds.). **Ecological heterogeneity**: New York: Springer-Verlag, p.97-122, 1991.
- CHAO, A. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. **Scandinavian Journal of Statistics**, v.11, p.265-270, 1984.
- CONDIT, R. Forest turnover, diversity, and CO₂. **Trends in Ecology and Evolution**, v.12, n.7, p.249-250, 1997.
- CONDIT, R.; AGUILAR, S.; HERNANDEZ, A.; PEREZ, R.; LAO, S.; ANGEHR, G.; HUBBELL, S.; FOSTER, R. Tropical forest dynamics across a rainfall gradient and the impact of an El Niño dry season. **Journal of Tropical Ecology**, v.20, p.51-72, 2004.
- CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL, FUNDAÇÃO SOS MATA, ATLÂNTICA, FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS, SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO, SEMAD – INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS - MG. **Avaliação e**

ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Brasília: MMA/SBF, 2000. 40p.

- CPTEC/INPE – Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **El Nino e La Nina** [Online] 31 de janeiro de 2008. <<http://www.cptec.inpe.br/enos/#>>.
- CURTIS, J.T.; McINTOSH, R.P. The interrelation of certain analytic and synthetic phytosociological characters. **Ecology**, v.31, p.434-455, 1950.
- DALANESI, P.E.; OLIVEIRA-FILHO; A.T.; FONTES, M.A.L. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras - MG, e correlações entre a distribuição das espécies e variáveis ambientais. **Acta Botanica Brasílica**, v.18, n.4, p.737-757, 2004.
- DAUBENMIRE, R.F. **Ecologia vegetal**: tratado de autoecologia de plantas. Arcos de Belén: Limusa, 1979. 496p.
- DENSLOW, J.S. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica**, v.12, n.1, p.47-55, 1980.
- DENSLOW, J.S. Tropical rain forest gaps and tree species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.18, n.2, p.431-451, 1987.
- DETTINGER, M.D.; BATTISTI, D.S.; GARREAUD, R.D; McCABE JR., G.J.; BITZ, C.M. Interhemispheric effects of interannual and decadal ENSO-Like climate variations on the Americas. *In*: MARKGRAF, V (ed.). **Interhemispheric climate linkages**. London: Academic Press, 2001. Cap.1, p.1-16. 454p.
- DRUMMOND, G.M.; MARTINS, C.S.; MACHADO, A.B.M.; SEBAIO, F.A.; ANTONINI, Y. **Biodiversidade em Minas Gerais**: um atlas para sua conservação. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005. 222p.
- FALKENBERG, D.B. **Matinhas nebulares e vegetação rupícola dos Aparados da Serra Gearal (SC/RS), sul do Brasil**. Campinas: Universidade Estadual de Campinas, 2003 (Tese - Doutorado em Biologia Vegetal).
- FELFILI, J.M. Crescimento, recrutamento e mortalidade nas matas de galeria do Planalto Central. *In*: CAVALCANTI, T.B. e WALTER, B.M.T. (coords.). **Tópicos atuais em Botânica**. Brasília: Cenargen, 2000. p.152-158.
- 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**, v.11, n.1, p.67-83, 1995.
- FRANÇA, G.S.; STEHMANN, J.R. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de uma floresta altimontana no município de Camanducaia, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.27, n.1, p.19-30, 2004.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE; INSTITUTO SOCIO-AMBIENTAL. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1990-1995**. São Paulo: 1998.
- GENTRY, A.H.; TERBORGH, J. Composition and dynamics of the Cosha Cashu 'mature' floodplain forest. *In*: GENTRY, A.H. (ed.). **Four Neotropical Rainforests**. New Haven: Yale University Press, 1990. p.542-564.

- GOMES, E.P.C.; MANTOVANI, W; KAGEYAMA, P. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.63, n.1, p.47-60, 2003.
- GRIM, A.M.; TOGATLIAN, I.M. Relação entre eventos El Niño/La Niña e frequência de ocorrência de extremos frios e quentes de temperatura no Cone Sul da América do Sul. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, Foz de Iguaçu, 2002. **Anais...** Foz de Iguaçu: Sociedade Brasileira de Meteorologia, 2002. p.1192-1197 (CD-ROM).
- GRIMM, A.M.; TEDESCHI, R.G. Influência de eventos El Niño e La Niña sobre a frequência de eventos extremos de precipitação no Brasil. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 13, Fortaleza, 2004. **Anais...** Fortaleza: SBMET, 2004. CD-ROM.
- GRUBB, P.J.; LOYD, J.T. ; PENNINGTON, T.D. ; WHITMORE, T.C. A comparison of lowland and montane forests in Ecuador: I – The forest structure, physiognomy, and floristics. **Journal of Ecology**, n.51, p.567-601, 1963.
- GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Sucesión secundaria. *In*: GUARIGUATA, M.R.; KATTAN, G.H. (Org.). **Ecología y conservación de Bosques Neotropicales**. Cartago: Libro Universitario Regional, p.591-623, 2002. 692p.
- GUARIGUATA, M.R.; REBECCA OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v.148, n.1-3, p.185-206, 2001.
- GUILHERME, F.A.G.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; APPOLINÁRIO, V.; BEARZOTI, E. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous in South-Eastern Brazil. **Plant Ecology**, v.174, n.1, p.19-36, 2004.
- HALLÉ, F.; OLDEMAN R.A.A.; TOMLINSON, P.B. **Tropical trees and forest: an architectural analysis**. Berlin: Springer, 1978. 441p.
- HAMILTON, L.; MCMILLAN, L. **Guidelines for planning and managing mountain protected areas**. Cambridge: IUCN, 2004. 83p.
- HARTSHORN, G.S. An overview of neotropical forest dynamics. *In*: GENTRY, A.H. (ed.). **Four Neotropical Rainforests**. New Haven: Yale University Press, 1990. p.585-599.
- HARTSHORN, G.S. Neotropical forest dynamics. *Biotropica*, v.12, n.2, p.23-30, 1980.
- HERWITZ, S.R.; YOUNG, S.S. Mortality, recruitment, and growth rates of montane tropical rain forest canopy trees on Mount Bellenden-Ker, northeast Queensland, Australia. **Biotropica**, v.26, n.4, p.350-361, 1994.
- HIROTA, M.M. Monitoramento da cobertura da Mata Atlântica brasileira. *In*: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. (eds.). **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica / Conservação Internacional, 2005. 472p. p.60-65.
- HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Canopy gaps and the dynamics of a neotropical forest. *In*: CRAWLEY, M.J. (Ed.). **Plant ecology**. London: Blackwell Scientific Publications, 1986. p.77-96.
- HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Structure, dynamics and equilibrium status of old-growth forest on Barro Colorado Island. *In*: GENTRY, A.H. (ed.). **Four Neotropical Rainforests**. New Haven: Yale University Press, 1990. Cap.26, p.522-541.

- IEF – Instituto Estadual de Florestas. Escritórios regionais: escritório regional sul [Online] 18 de janeiro de 2008. <<http://200.198.55.66/regionais/reg10.asp>>.
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. **Zoneamento climatológico de Minas Gerais: classificação climática de Köppen**. Belo Horizonte: INMET, 1982.
- JONES, H.G. **Plants and microclimate: a quantitative approach to environmental plant physiology**. 2.ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1992. 428p.
- JULIE S. DENSLOW, J.S.; GUZMAN, S. Variation in Stand Structure, Light and Seedling Abundance across a Tropical Moist Forest Chronosequence, Panama. **Journal of Vegetation Science**, v.11, n.2, p.201-212, 2000.
- KANE, R.P. Precipitation anomalies in southern South America associated with a finer classification of El Niño and La Niña events. **International Journal of Climatology**, v.22, n.3, p.357-373, 2002.
- KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science**, v.4, n.1, p.77-86, 1994.
- LANG, G.E.; KNIGHT, D.H. Tree growth, mortality, recruitment, and canopy gap formation during a 10-year period in a tropical moist forest. **Ecology**, v.64, n.5, p.1075-1080, 1983.
- LATIF, M.; KLEEMAN, R.; ECKERT, C. Greenhouse warming, decadal variability, or El Niño? An attempt to understand the anomalous 1990s. **Journal of Climate**, v.10, n.9, p.2221-2239, 1997.
- LAURANCE, W.; OLIVEIRA, A.A.; LAURANCE, S.; CONDIT, R.; DICK, C.; ANDRADE, A.; NASCIMENTO, H.; LOVEJOY, T.; RIBEIRO, J. Altered tree communities in undisturbed amazonian forests: a consequence of global change? **Biotropica**, v.37, n.2, p.160-162, 2005.
- LAURANCE, W.; OLIVEIRA, A.A.; LAURANCE, S.; CONDIT, R.; NASCIMENTO, H.; TORIN, A.S.; LOVEJOY, T.; ANDRADE, A.; D'ANGELO, S.; RIBEIRO, J.; DICK, C. Pervasive alteration of tree communities in undisturbed Amazonian forests. **Nature**, v.428, p.171-175, 2004.
- LEITÃO FILHO, H.F. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e sub-tropicais do Brasil. **IPEF**, n.35, p.41-46, 1987.
- LEWIS, S.L.; PHILLIPS, O.L.; SHEIL, D.; VINCETI, B.; BAKER, T.R.; BROWN, S.; GRAHAM, A.W.; HIGUCHI, N.; HILBERT, D.W.; LAURANCE, W.F.; LEJOLY, J.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; VARGAS, P.N.; SONKÉ, B.; SUPARDI, N.; TERBORGH, J.W.; MARTÍNEZ, R.V. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology**, v.92, p.929-944, 2004.
- LIEBERMAN, D., LIEBERMAN, M., PERALTA, R.; HARTSHORN, G.S. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, v.73, n.5, p.915-924, 1985.
- LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969–1982). **Journal of Tropical Ecology**, v.3, n.4, p.347-358, 1987.
- LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M.; PERALTA, R.; HARTSHORN, G.S. Canopy closure and the distribution of tropical forest tree species at La Selva, Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, v.11, p.161-178, 1995.

- LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M.; PERALTA, R.; HARTSHORN, G.S. Tropical forest structure and composition on a large-scale altitudinal gradient in Costa Rica. **Journal of Ecology**, v.84, n.2, p.137-152, 1996.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Plantarum, 1992.
- LOSSOS, E.C.; CTFS WORKING GROUP. The structure of tropical forests. In: LOSSOS, E.C.; LEIGH JR., E.G. (eds.). **Tropical forest diversity and dynamism: finding from a large-scale plot network**. Chicago: The University of Chicago Press, p.69-78, 2004. 645p.
- LUGO, A.E.; SCATENA, F.N.. Ecosystem-level properties of the Luquillo Experimental Forest, with emphasis on the tabonuco forest. In: LUGO, A.E.; LOWE, C. (eds.). **Tropical forests: management and ecology**. Springer-Verlag, Ecological Studies, v.112, cap.4, 1995.
- MACHADO, E.L.M. **Heterogeneidade espacial e temporal em um fragmento de floresta estacional em Lavras, MG**. Lavras: Universidade Federal Lavras, 2005 (Dissertação - Mestrado em Engenharia Florestal).
- MAGRIN, G.; GARCÍA, C.G.; CHOQUE, D.C.; GIMÉNEZ, J.C.; MORENO, A.R.; NAGY, G.J.; NOBRE, C.; VILLAMIZAR, A. Latin América (cap. 13). In: PARRY, M.L.; CANZIANI, O.F.; PALUTIKOF, J.P.; VAN DER LINDEN, P.J.; HANSON, C.E. (eds.). **Climate Change 2007: impacts, adaptation and vulnerability – Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. p.581-615.
- MAGURRAN, E.A. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, 1988.
- MALCOLM, J.R. Edge effects in central Amazonian forest fragments. **Ecology**, v.75, n.8, p.2438-2445, 1994.
- MANSON, S.J.; GODDARD, L. Probabilistic precipitation anomalies associated with ENSO. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v.82, n.4, p.619-638, 2001.
- MARENGO, J.A.; ALVES, L.M.; VALVERDE, M.C.; LABORBE, R.; ROCHA, R.P. **Eventos extremos em cenários regionalizados de clima no Brasil e América do Sul para o Século XXI: projeções de clima futuro usando três modelos regionais (relatório 5)**. São Paulo: Ministério do Meio Ambiente, 2007. 73p.
- MELO, L.C.N.; SALINO, A. Pteridófitas em fragmentos florestais da Apa Fernão Dias, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v.58, n.1, p.207-220, 2007.
- MENDONÇA, M.P.; LINS, L.V. (orgs.). **Lista vermelha das espécies ameaçadas de extinção da flora de Minas Gerais**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas e Fundação Zoo-Botânica de Belo Horizonte, 2000. 160p.
- MINAS GERAIS. Decreto nº. 38.925, de 17 de julho de 1997, que declara de proteção ambiental áreas de interesse ecológico situadas nas bacias hidrográficas dos rios Jaguari, Sapucaí-Mirim e Sapucaí, e dá outras providências. **Diário do Executivo – Minas Gerais**, 18 de julho de 1997.
- MINUZZI, R.B.; SEDIYAMA, G.C.; COSTA, J.M.N.; VIANELLO, R.L. Influência da La Niña na estação chuvosa da região sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.22, n.3, p.345-353, 2007.

- MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOUREX, J.; FONSECA, G.A.B. Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Washington: CEMEX, 2004.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, G.H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Willey & Sons, 1974.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v.10, n.2, p.58-62, 1995.
- NADKARNI, N.M.; MATELSON, T.J.; HABER, W.A. Structural characteristics and floristic composition of a neotropical cloud forest, Monteverde, Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, v.11, n.4. p.481-495, 1995.
- NUNES, Y.R.F.; MENDONÇA, A.V.R.; BOTEZELLI, L.; MACHADO, E.L.M.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botânica Brasileira**, v.17, n.2, p.213-229, 2003.
- OLIVEIRA FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v.32, n.4b, p.793-810, 2000.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. **Catálogo das árvores nativas de Minas Gerais**: mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais. Lavras: UFLA, 2006. 423p.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. Dynamics of tree communities and populations in riparian and upland forest in Brazil. *In*: PILLAR, V.D.P. (coord.). **45th Symposium of the International Association for Vegetation Science**. Porto Alegre: UFRGS e International Association for Vegetation Science, Porto Alegre, 2002. p.12.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CARVALHO, D.A.; FONTES, M.A.L.; VAN DEN BERG, E.; CURI, N.; CARVALHO, W.A.C. Variações estruturais do compartimento arbóreo de uma floresta semidecídua alto-montana na chapada das Perdizes, Carrancas, MG. *Revista Brasileira de Botânica*, v.27, n.2, p.291-309, 2004.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; MACHADO, J.N.M. Composição florística de uma floresta semidecídua montana na Serra de São José, Tiradentes, Minas Gerais. *Acta Botanica Brasileira*, v.7, n.2, p.71-88, 1993.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; MELLO, J.M.; SCOLFORO, J.R.S. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). **Plant Ecology**, v.131, n1, p.45-66, 1997.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; SCOLFORO, J.R.S.; OLIVEIRA, A.D.; CARVALHO, L.M.T. Definição e delimitação de domínios e subdomínios das paisagens naturais do estado de Minas Gerais. *In*: SCOLFORO, J.R.; CARVALHO, L.M.T. (eds.). **Mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais**. Lavras: UFLA, 2006. 288p. Capítulo 1, p.21-35.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VILELA, E.A.; CARVALHO, D.A.; GAVILANES, M.L. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v.10, n.4, p.483-508, 1994a.

- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VILELA, E.A.; CARVALHO, D.A.; GAVILANES, M.L. Differentiation of streamside and upland vegetation in an area of montane semideciduous forest in southeastern Brazil. **Flora**, v.189, n.4, p.287-305, 1994b.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VILELA, E.A.; GAVILANES, M.L.; CARVALHO, D.A. Effect of flooding regime and understory bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in Southeastern Brazil. **Vegetatio**, v.113, n.2, p.99-124, 1994c.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CARVALHO, W.A.C.; MACHADO, E.L.M.; HIGUCHI, P.; APPOLINÁRIO, V.; CASTRO, G.C.; SILVA, A.C.; SANTOS, R.M.; BORGES, L.F.; CORRÊA, B.S.; ALVES, J.M. 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**, v.30, n.1, p.149-161, 2007b.
- ORIAN, G.H. The influence of tree-falls in tropical forests in tree species richness. **Tropical Ecology**, v.23, p.255-279, 1982.
- PALMER, M.W. Estimating species richness: the second order jackknife reconsidered. **Ecology**, v.72, p.1512-1513, 1991.
- PEREIRA, I.M.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; BOTELHO, S.A.; CARVALHO, W.A.C.; FONTES, M.A.L.; SCHIAVINI, I.; SILVA, A.F. Composição florística do compartimento arbóreo de cinco remanescentes florestais do maciço do Itatiaia, Minas Gerais e Rio de Janeiro. **Rodriguésia**, v.57, n.1, p.103-126, 2006.
- PEREIRA, J.A.A. **Efeito dos impactos ambientais e da heterogeneidade ambiental sobre a diversidade e estrutura da comunidade arbórea de 20 fragmentos de florestas semidecíduas da região do Alto Rio Grande, MG**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2003 (Tese - Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre).
- PEREIRA, J.A.A.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; LEMOS-FILHO, J.P. Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of Atlantic montane forest fragments in SE Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v.16, n.6, p.1761-1784, 2007.
- PHILLIPS, O.L. Long-term environmental change in tropical forests: increasing tree turnover. **Environmental Conservation**, v.23, n.3, p.235-248, 1996.
- PHILLIPS, O.L.; BAKER, T.R.; ARROYO, L.; HIGUCHI, N.; KILLEEN, T.J.; LAURANCE, W.F.; LEWIS, S.L.; LLOYD, J.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; NEILL, D.A.; NÚÑEZ VARGAS, P.; SILVA, J.N.M.; TERBORGH, J.; VÁSQUEZ MARTÍNEZ, R.; ALEXIADES, M.; ALMEIDA, S.; BROWN, S.; CHAVE, J.; COMISKEY, J.A.; CZIMCZIK, C.I.; DI FIORE, A.; ERWIN, T.; KUEBLER, C. LAURANCE, S.G.; NASCIMENTO, H.E.M.; OLIVIER, J.; PALACIOS, W.; PATIÑO, S.; PITMAN, N.C.A.; QUESADA, C.A.; SALDIAS, M.; TORRES LEZAMA, A.; VINCETI, B. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976–2001. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London: series B**, v.359, n.1443, p.381-407, 2004.
- PHILLIPS, O.L.; GENTRY, A.H. Increasing turnover through time in tropical forests. **Science**, v.263, n.5149, p.954-958, 1994.

- PHILLIPS, O.L.; HALL, P.; GENTRY, A.H.; SAWYER, S.A.; VASQUEZ, R. Dynamics and Species Richness of Tropical Rain Forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v.91, n.2805-2809, 1994.
- PHILLIPS, O.L.; SHEIL D. Forest turnover, diversity and CO₂. **Trends in Ecology and Evolution**, v.12, n.10, p.404, 1997.
- PINTO, J.R.R.; HAY, J.D.V. Mudanças florísticas e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.28, n.3, p.523-539, 2005.
- PINTO, J.R.R.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Perfil florístico e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães. **Revista Brasileira de Botânica**, v.22, n.1, p.53-67, 1999.
- PUTZ, F.E. Treefall pits and mounds, buries seeds and the importance of soil disturbance to pioneer tree species on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, v.64, p.1069-1074, 1983.
- PUTZ, F.E.; COLEY, P.D.; LU, K.; MONTALVO, A.; AIELLO, A. Uprooting and snapping of trees: structural determinants and ecological consequences. **Canadian Journal of Forest Research**, v.13, p.1011-1020, 1983.
- RANKIN DE MERONA, J.M.; HUTCHINGS, H.R.W.; LOVEJOY, T.E. Tree mortality and recruitment over a five-year period in the undisturbed upland rainforest of the central Amazon. *In*: GENTRY, A.H. (ed.). **Four Neotropical Rainforests**. New Haven: Yale University Press, 1990. p.573-584.
- REES, M.; CONDIT, R.; CRAWLEY, M.; PACALA, S.; TILMAN, D. Long-term studies of vegetation dynamics. **Science**, n.293, p.650-655, 2001.
- SALDARRIAGA, J.G.; WEST, D.C.; THARP, M.L.; YHL, C. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia e Venezuela. **Journal of Ecology**, n.76, p.938-958, 1988.
- SALO, J.; KALLIOLA, R.; HÄKKINEN, I.; MKINEN, Y.; NIEMELÄ, P.; PUHAKKA, M.; COLEY, P.D. River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. **Nature**, v.322, n.6076, p.254-258, 1986.
- SCANLON, J.; CASSAR, A; NEMES, N. **Water as a human right?** Cambridge: IUCN, 2004. 53p.
- SCOLFORO, J.R.S.; MELLO, J.M.; CARVALHO, L.M.T.; OLIVEIRA, A.D.; SILVA, C.P.C.; BORGES, L.F.R.; RESCK, D.S.V.; CAMPOS, S.R.S.; CAVALCANTI, H.C.; VARGAS FILHO, R.; ACERBI JUNIOR, F.W.; Procedimento do inventário florestal – flora nativa. *In*: SCOLFORO, J.R.; CARVALHO, L.M.T. (eds.). **Mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais**. Lavras: UFPA, 2006. 288p. Capítulo 4, p.63-73.
- SHEIL, D. Evaluating turnover in tropical forests. **Science**, v.268, n.5212, p.894-895, 1995.
- SHEIL, D., BURSLEM, D.F.R.P.; ALDER, D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology**, v.83, n.2, p.331-333, 1995.
- SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Bundongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v.16, n.1, p.765-800, 2000.

- SILVA, A.F.; OLIVEIRA, R.V.; SANTOS, N.R.L.; PAULA, A. Composição florística e grupos ecológicos das espécies de um trecho de floresta semidecídua submontana da fazenda São Geraldo, Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v.27, n.3, p.311-319, 2003.
- SMITH, E.P.; VAN BALLE, G. Nonparametric estimation of species richness. **Biometrics**, v.40, p.119-129, 1984.
- STEPHENSON, N.L.; VAN MANTGEM, P.J. Forest turnover rates follow global and regional patterns of productivity. **Ecology Letters**, v.8, 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**, v.3, n.4, p.359-366, 1987.
- SWAINE, M.D.; WHITMORE, T.C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, v.75, n.1-2, p.81-86, 1988.
- SYLVESTRE, L.S.; KURTZ, B.C. Cyatheaceae. In: LIMA, M.P.M.; GUEDES-BRUNI, R.R. (org.). **Reserva ecológica de Macaé de Cima – Nova Friburgo - RJ: aspectos florísticos das espécies vasculares**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 1994a. v.1, p.139-152.
- SYLVESTRE, L.S.; KURTZ, B.C. Dicksoniaceae. In: LIMA, M.P.M.; GUEDES-BRUNI, R.R. (org.). **Reserva ecológica de Macaé de Cima – Nova Friburgo - RJ: aspectos florísticos das espécies vasculares**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 1994b. v.1, p.153-155.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo - Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v.59, n.2, p.239-250, 1999.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica Montana. **Revista Brasileira de Biologia**, v.59, n.2, p.251-261, 1999.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Colonização de clareiras naturais na Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. **Revista brasileira de Botânica**, v.20, p.57-66, 1997.
- TONIATO, M.T.Z.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. **Forest Ecology and Management**, v.198, n.1-3, p.319-339, 2004.
- UHL, C; BUSCHBACHER, R.; SERRAO, E.A.S. Abandoned Pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of Plant Succession. **Journal of Ecology**, v.76, n.3, p.663-681, 1988.
- VAN DER MEER, P.J.; BONGERS, F. Patterns of tree-fall and branch-fall in a tropical rain forest in French Guiana. **Journal of Ecology**, v.84, p.19-29, 1996.
- VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991.
- WALTER, H. **Zonas de vegetación y clima**. Barcelona: Omega, 1977. 245p.
- WARING, R.H.; SCHLESINGER, W.H. **Forest ecosystems: concepts and management**. San Diego: Academic Press, 1985. 340p.
- WEBSTER, G.L. The panorama of Neotropical Cloud Forests. In: CHURCHILL, S.P.; BALSLEV, H.; FORERO, E.; LUTEYN, J.L. (eds.). **Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests**. In: NEOTROPICAL MONTANE FOREST

- BIODIVERSITY AND CONSERVATION SYMPOSIUM, 1, New York, 1993. **Proceedings...** New York: The New York Botanical Garden, 1995. p.53-77.
- WERNECK, M.S. ; FRANCESCHINELLI, E.V. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, n.174, p.337–346, 2004.
- WERNECK, M.S., FRANCESCHINELLI, E.V.; TAMEIRÃO-NETO, E. Mudança na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de 4 anos (1994-1998), na região do triângulo Mineiro, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v.23, n.4, p.401-413, 2000.
- WHITMORE, T.C. **An introduction to Tropical Rain Forests**. Oxford: Clarendon Press, 1990. 226p.
- WHITMORE, T.C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology*, v.70, n.3, p.536-538, 1989.
- WHITMORE, T.C.; BURSLEM, D.F.R.P. Major disturbances in tropical rainforests. *In*: NEWBERY, D.M.; PRINS, H.H.T.; BROWN, N. (eds.). **Dynamics of tropical communities**. Oxford: Blackwell, p.549-565, 1998.
- WILLIAMSON, G.B.; LAURANCE, W.F.; OLIVEIRA, A.A.; DELAMONICA, P.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; POHL, L. Amazonian Tree Mortality during the 1997 El Nino Drought. **Conservation Biology**, v.14, n.5, p.1538-1542, 2000.
- YOUNG, K.R. Biogeographical paradigms useful for the study of Tropical Montane Forests and their biota. *In*: CHURCHILL, S.P.; BALSLEV, H.; FORERO, E.; LUTEYN, J.L. (eds.). **Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests**. *In*: NEOTROPICAL MONTANE FOREST BIODIVERSITY AND CONSERVATION SYMPOSIUM, 1, New York, 1993. **Proceedings...** New York: The New York Botanical Garden, 1995. p.79-87.
- ZAR, J.H. 1996. **Biostatistical analysis**. Prentice-Hall, New Jersey.

CAPÍTULO 2

DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA DE UMA FLORESTA ATLÂNTICA NEBULAR E DE SUAS BORDAS NATURAIS NA SERRA DE CARRANCAS, SUDESTE DO BRASIL

RESUMO

Estudos sobre fragmentação florestal demonstram a diferenciação microclimática clara entre o interior da floresta e sua borda, proporcionando à última elevadas taxas de mortalidade e recrutamento florestal. Áreas de florestas naturalmente isoladas são importantes para o entendimento da ocorrência de condições de tamponamento que podem ser desenvolvidas após longo período de fragmentação. Na Serra de Carrancas, em Minas Gerais, ocorrem inúmeras porções de florestas nebulares com variado grau de isolamento e impacto antrópico, compondo uma paisagem intermediada por campos naturais montanos. Neste estudo, investigou-se a dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta atlântica nebulosa em Carrancas, Minas Gerais, Brasil, através das mudanças estruturais ocorridas durante um intervalo de cinco anos. Quantificaram-se a mortalidade, recrutamento e crescimento na comunidade. Objetivou-se avaliar o quanto estas variáveis se diferem entre as bordas e o interior da floresta e se correlacionam com o ambiente físico em que se encontram. Partiu-se da hipótese da comunidade arbórea apresentar uma dinâmica estável, onde a mortalidade e o surgimento de novos indivíduos, a perda e o ganho em área estão equilibrados e da existência de uma dinâmica mais alta nas bordas da floresta. Para isso, a área foi inventariada em 2000 e 2005, através de 30 parcelas de 400 m² (20×20 m), totalizando 1,2 ha. Nestas, todos os indivíduos com DAP ≥ 5 cm foram etiquetados, identificados e medidos em sua circunferência e altura. No 2º inventário as árvores novas nas parcelas também foram amostradas e registraram-se as mortas. Calcularam-se as taxas de mortalidade e recrutamento de indivíduos e de ganho e perda em área basal para comunidade e para seus diferentes setores. A hipótese de estabilidade da comunidade arbórea foi rejeitada pelos resultados. Assim como estes negaram a existência de maiores taxas de dinâmica nas bordas da floresta. Estas, quando compostas por candeais (associações com dominância de *Eremanthus erythropappus*) não representam comunidades serais formadas pela fragmentação florestal, mas sim formações associadas ambientalmente às florestas de maior porte e compondo, provavelmente, importante fator de proteção contra efeitos de borda.

1. INTRODUÇÃO

1.1. Contexto do estudo

As florestas nebulares são ecossistemas com características e diversidade próprios e naturalmente raros, ocupando áreas das maiores elevações. Correspondem a somente 1,2% das florestas tropicais americanas (Bubb *et al.* 2004) e são de extrema importância na captação e aumento de oferta de água para as comunidades em menores altitudes (Bruijnzeel, 2000; Bruijnzeel e Hamilton, 2000; Bubb *et al.* 2004). As florestas nebulares brasileiras ocorrem nas cadeias montanhosas costeiras da região Sudeste (serras do Mar e Mantiqueira) e são muito pouco conhecidas (Weaver, 1995; Webster, 1995). Fazem parte da Floresta Atlântica brasileira, da qual restam cerca 8% de sua cobertura original (Mittermeier *et al.*, 2004; Hirota, 2005), na maior parte fragmentada. A fragmentação consiste na transformação de uma paisagem natural contínua em manchas ou fragmentos de habitat, iniciando-se com a perda de parte do habitat original (Olifiers *et al.*, 2006). Uma consequência inevitável da fragmentação florestal é a criação de bordas que, com a transição abrupta com o ambiente adjacente, provoca uma série de mudanças bióticas e abióticas, diretas e indiretas, nos ecossistemas imediatos (Kattan, 2002). Estudos sobre fragmentação florestal constantemente demonstram a diferenciação microclimática clara entre o interior da floresta e sua borda, sendo esta caracterizada principalmente pelas maiores luminosidade, temperatura e exposição aos ventos e menores umidades do ar e solo (Matlack, 1993; Kapos *et al.*, 1997; Bierregaard Jr. *et al.*, 2001). Com a formação de uma borda, estas diferenças ambientais refletem na modificação das comunidades presentes, ocorrendo a colonização de espécies mais adaptadas às novas condições e exclusão de outras, modificando a vegetação (Murcia, 1995). Vários estudos demonstram que a fragmentação e consequente formação de bordas elevam as taxas de mortalidade e recrutamento florestal em sua área de influência (*e.g.* Laurance *et al.*, 1998ab na Amazônia e Oliveira-Filho *et al.*, 1997 e 2007, na Mata Atlântica). Ecossistemas de bordas naturais também podem apresentar taxas mais altas de dinâmica, como, por exemplo, no encontro entre cerrado e floresta de galeria (Felfili, 1995; Corrêa e Van Den Berg, 2002). Além desta fisionomia, as bordas naturais também ocorrem nas pequenas florestas naturalmente isoladas em montanhas. Estas áreas são importantes para o entendimento da ocorrência de condições de tamponamento que podem ser desenvolvidas após longo período de fragmentação (Constantino *et al.*, 2003), com perspectivas de aplicação na restauração de ecossistemas.

Na região do Alto Rio Grande, no centro-sul de Minas Gerais, a cobertura vegetal encontra-se reduzida a fragmentos de florestas, cerrados e campos, a maior parte dos quais com sinais de distúrbios por fogo, pecuária ou retirada seletiva de madeira para fins múltiplos (Oliveira-Filho *et al.* 1994). Na Serra de Carrancas, em Minas Gerais, em área indicada como prioritária para a conservação da biodiversidade do Estado de Minas Gerais (Drummond *et al.*, 2005) e da Mata Atlântica (Conservation International *et al.*, 2000; Brasil, 2004), ocorrem inúmeras porções de florestas nebulares com variado grau de isolamento e impacto antrópico, compondo uma paisagem intermediada por campos naturais montanos. Neste contexto, uma floresta atlântica nebulosa foi estudada por Oliveira-Filho *et al.* (2004), que investigaram a sua comunidade arbórea e concluíram que as variações da diversidade e composição de espécies e da estrutura fisionômica mostraram correlações com variações ambientais, compondo duas formações vegetais distintas: uma comunidade arbórea menos diversa e de maior porte em áreas bem drenadas, formando o interior da floresta, e uma comunidade arbórea mais diversa e de menor estatura em sítios fortemente drenados e declivosos da borda da floresta. No entanto, a partir deste estudo não foi possível determinar se estas diferenças eram transitórias ou não, ou seja, o quanto as bordas correspondiam a fases de regeneração, recuperação e avanço da floresta e o estado de maturidade da comunidade como um todo. Os estudos de dinâmica de comunidades florestais consistem no monitoramento e análise das mudanças na estrutura da floresta no decorrer do tempo. São importantes na distinção de mudanças naturais na floresta das provenientes da interferência antrópica (Korning e Balslev, 1994; Sheil, *et al.*, 2000). Em uma floresta madura, teoricamente é esperado um equilíbrio entre suas taxas de mortalidade e recrutamento e entre as taxas de perda e ganho em área basal e ou biomassa viva (Lieberman *et al.*, 1985; Swaine *et al.*, 1987; Rankin-de-Merona *et al.*, 1990; Felfili, 1995).

1.2. Objetivo do estudo

Neste estudo, objetivou-se analisar a dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta atlântica nebulosa em Carrancas, Minas Gerais, Brasil, através das mudanças estruturais ocorridas durante um intervalo de cinco anos, verificadas pela quantificação de eventos de mortalidade, recrutamento e crescimento na comunidade, avaliando-se o quanto estas variáveis se diferem entre as bordas e o interior da floresta.

1.3. Hipótese

A comunidade arbórea estudada apresenta uma dinâmica estável, onde a mortalidade e o surgimento de novos indivíduos, a perda e o ganho em área basal encontram-se equilibrados. Porém, a comunidade arbórea das bordas apresenta rotatividade mais alta.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização da área de estudo

A área estudada localiza-se no município de Carrancas, ao sul do estado de Minas Gerais (figura 1) e corresponde a uma área de 36 ha de floresta altomontana nebular (floresta ombrófila densa altomontana ou simplesmente nebular para Veloso *et al.*, 1991; floresta semidecídua altomontana para Oliveira-Filho e Fontes, 2000; floresta latifoliada nebular perenifólia superomontana para Oliveira-Filho, 2008). A floresta ocupa um vale cercado por campos altimontanos, no alto da Chapada das Perdizes, parte da Serra de Carrancas (integrante do complexo da Serra da Mantiqueira), a cerca de 1500 m de altitude, nas coordenadas geográficas aproximadas de 21°36'43"S e 44°36'42"W. O clima regional é do tipo Cwb segundo classificação de Köppen-Geiger, ou seja, temperado úmido com estação seca de inverno e verão quente. A temperatura média anual é de 14,8°C, com médias mensais variando de 11,5°C em julho a 17,4°C em janeiro, e precipitação média anual de 1483 mm, com médias mensais de 246 mm, no trimestre mais chuvoso de dezembro a fevereiro, a 24 mm no mais seco de junho a agosto, sendo frequente a presença de nuvens atingindo a floresta (Pereira, 2003).



Figura 1. Localização geográfica do município de Carrancas (⊙) no estado de Minas Gerais, Brasil, onde se encontra a área deste estudo.

O interior da floresta caracteriza-se pelo predomínio dos Cambissolos Húmicos Distróficos típicos, menos drenados, de pH mais baixo, maior teor de matéria orgânica e menor diversidade de espécies. Também no interior ocorrem Neossolos Regolíticos Psamíticos lépticos associados a porções próximas de um riacho no fundo do vale (onde há deposição de sedimentos coluviais), sendo moderadamente drenados, com elevada saturação de bases, mais arenosos e com menor densidade de árvores. As bordas da floresta

caracterizam-se pelos Neossolos Litólicos Húmicos típicos sobre terreno fortemente drenado, declivoso, mais distante do riacho, com maiores densidade de árvores e diversidade de espécies, com grande abundância da espécie *Eremanthus erythropappus*. Porém, a borda sul é mais distante do curso de água, enquanto ao norte é mais declivosa, além de diferenças químicas e texturais entre os solos. Respondendo a estas diferenças, as classes de solos diferem bastante entre si quanto às espécies mais abundantes, assim como as duas bordas (para maiores detalhes, *vide* Oliveira-Filho *et al.*, 2004).

A área sofreu retirada de madeira mais intensamente a cerca de 60 anos, com extração seletiva esporádica a partir de então, principalmente em suas bordas, com exploração de *E. erythropappus* (vulgarmente conhecida como candeia), muito valorizada como mourão e, principalmente, na extração de seu óleo essencial. Os campos de entorno são utilizados por pecuária bovina extensiva, tornando a floresta suscetível a incêndios usados para renovação das pastagens, que atingem principalmente a borda da floresta (Pereira, 2003).

2.2. Caracterização dos inventários da comunidade arbórea

A floresta teve sua comunidade arbórea primeiramente levantada em setembro de 2000 e descrita por Oliveira-Filho *et al.* (2004). Amostrou-se 1,2 ha, com uso de 30 parcelas de 400 m² (20×20 m), dispostas em três transeções (A, B e C), dispostas de borda sul a borda norte, cruzando o riacho no fundo do vale, conforme a figura 2 (para maiores detalhes, *vide op. cit.*). Nestas parcelas foram registradas todas as árvores, pteridófitos arborescentes e palmeiras com diâmetro à altura do peito (DAP; a 1,3 m da base) maior ou igual a 5 cm ou, quando bifurcadas, se a soma das áreas basais dos caules correspondesse, no mínimo, a este DAP. Cada indivíduo foi etiquetado com plaquetas numeradas, medido em seu CAP com uso de fita métrica, em altura com auxílio de vara graduada e submetido a uma coleta de ramos para sua posterior identificação botânica (espécies herborizadas encontram-se depositadas no Herbário ESAL da Universidade Federal de Lavras). Para este estudo, executou-se um segundo levantamento em julho de 2005, perfazendo uma diferença temporal média, na reamostragem das parcelas, de $4,80 \pm 0,03$ anos equinociais, utilizando-se as mesmas parcelas e métodos empregados no inventário anterior. Assim, todos os indivíduos novos na amostragem, ou seja, que atingiram o DAP mínimo, também chamados de recrutas, foram etiquetados, medidos e identificados; os indivíduos sobreviventes foram mensurados novamente e os mortos registrados. Alguns nomes botânicos usados no primeiro levantamento

foram atualizados e algumas identificações corrigidas. Utilizaram-se as famílias reconhecidas pelo sistema do Angiosperm Phylogeny Group II (APG, 2003).

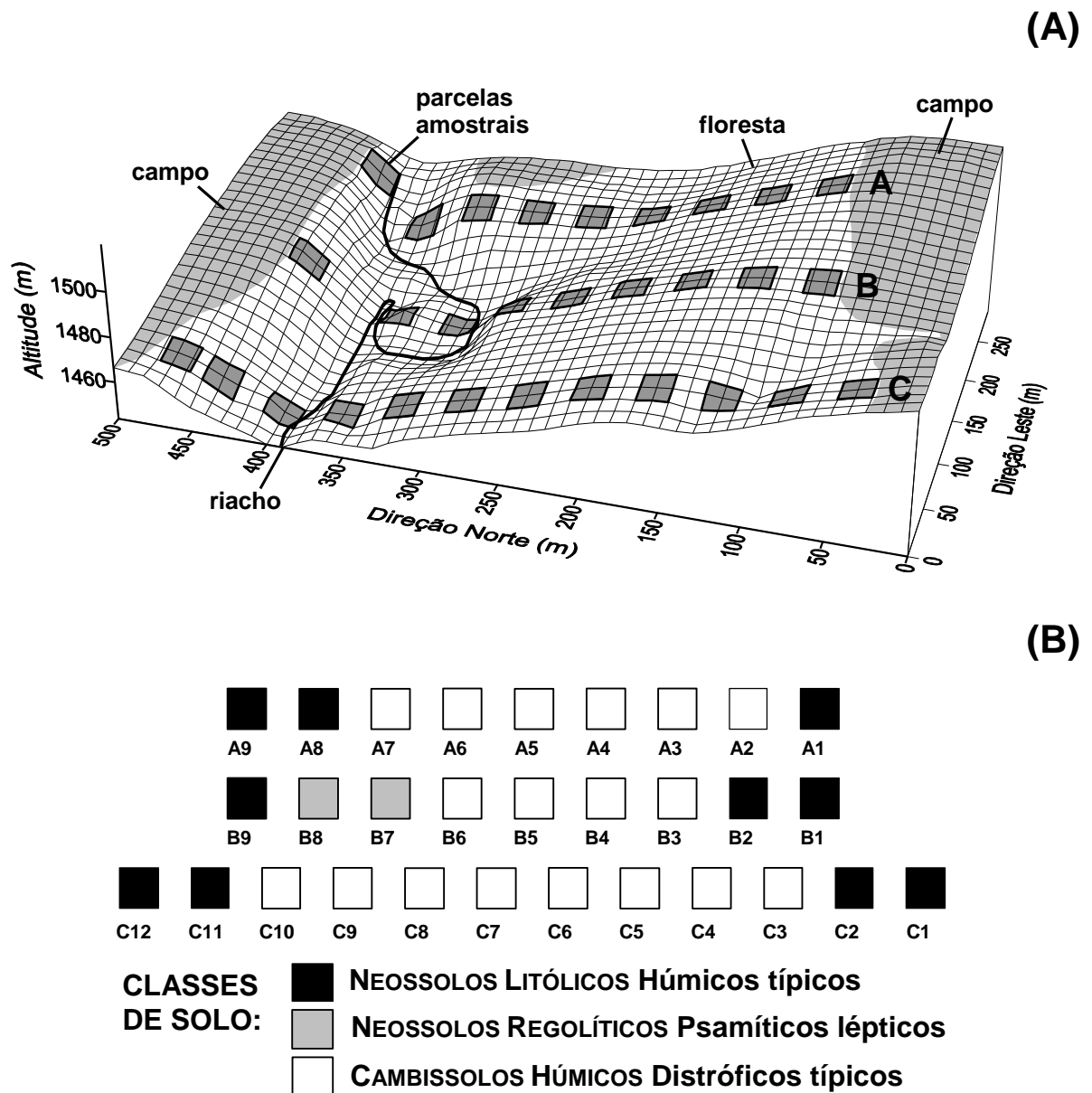


Figura 2. (A) Grade de superfície mostrando o relevo da área de floresta nebulosa estudada na Serra de Carrancas, Minas Gerais, Brasil, e a distribuição das transeções de amostra A, B e C, e de suas parcelas de 20×20 m. O espaço entre as linhas da grade é de 10 m. (B) Distribuição das classes de solo nas parcelas (Oliveira-Filho *et al.*, 2004).

2.3. Análise das mudanças estruturais na comunidade

As possíveis mudanças estruturais entre as amostragens foram avaliadas pelo cálculo e comparação de medidas fitossociológicas clássicas, ou seja, densidade, frequência, área basal e índice de valor de importância (Curtis e McIntosh, 1950; Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974); riqueza em número de espécies, diversidade pelo índice de Shannon-Wiener, equabilidade pelo índice de Pielou (conforme Magurran, 1988) e o estimador Jackknife de riqueza baseado em espécies raras nas amostras (Smith e Van Balle, 1984; Palmer, 1991). As proporções de número de indivíduos, área basal e frequência apresentadas pelas espécies nos dois anos foram avaliadas através do teste não paramétrico G para avaliar a dependência entre proporções. O teste é aplicado a variáveis categóricas nominais (no caso, as espécies), permite que estejam presentes contagens pequenas e a hipótese de nulidade (H_0) afirma que os valores apresentados por diferentes amostras estão associados, ou seja, em proporções equivalentes (Ayres *et al.*, 2007 – autores também do programa estatístico utilizado, BioEstat 5.0). A estrutura de densidade e área basal foi avaliada através da frequência por classes de diâmetro, empregando-se intervalos de classe de amplitudes crescentes (com base em Hubbell e Foster, 1990) para compensar a grande diminuição da densidade nas classes de tamanhos maiores, conhecida como distribuição em J-reverso, típica das florestas tropicais (Lossos e CTFS, 2004). As classes foram 5 a <10, 10 a <20, 20 a <40 e 40 a <80 cm. Os parâmetros tiveram suas distribuições nos dois anos comparadas por teste- G , tanto para a amostra total como para cada classe de solo.

Para avaliação de possíveis diferenças de estágio de sucessão ecológica da floresta entre os períodos de amostragem, as espécies foram classificadas segundo suas estratégias de regeneração nas categorias propostas por Swaine e Whitmore (1988): pioneiras, cuja germinação das sementes e estabelecimento depende de ambiente de luz direta, ou seja, áreas abertas (como grandes clareiras), e clímax, cujas plântulas podem se estabelecer à sombra. Para esta última adotou-se ainda a sugestão de Oliveira-Filho *et al.* (1994abc), dividindo as espécies em clímax exigente de luz, que dependem de luz abundante para atingir o dossel, e clímax tolerante à sombra, caracterizadas por se desenvolverem no sub-bosque, podendo atingir o dossel. Para a classificação foram utilizadas informações publicadas sobre a biologia das espécies acrescentadas de observações em campo. As proporções entre as três guildas foram comparadas entre diferentes anos por teste- G .

2.4. Análise da dinâmica da comunidade e populações mais abundantes

Variáveis de dinâmica foram calculadas e expressas em número de indivíduos e em área basal das árvores, tanto para a amostra total como para cada classe de solo, classe de diâmetro e populações mais abundantes. Baseando-se em Sheil (1995) e Sheil *et al.* (1995, 2000), calcularam-se as taxas anuais médias de mortalidade (m) e recrutamento (r) de árvores individuais e taxas anuais médias de perda (p) e ganho (g) de área basal das árvores a partir das equações exponenciais:

$$\begin{aligned} m &= 1 - (N_S / N_0)^{1/t}, \\ r &= 1 - (1 - N_R / N_t)^{1/t}, \\ p &= 1 - (AB_S / AB_0)^{1/t}, \\ g &= 1 - [1 - (AB_R + AB_{INC}) / AB_t]^{1/t}, \end{aligned}$$

onde t é o tempo em anos entre as duas amostragens; N_0 e N_t são, respectivamente, as contagens inicial e final de árvores individuais; N_S e N_R , o número de árvores sobreviventes e recrutadas; AB_0 e AB_t , as áreas basais inicial e final das árvores; AB_S a área basal das sobreviventes (*i.e.* $AB_0 - AB$ das mortas – decréscimo nas áreas basais); AB_R e AB_{INC} as áreas basais das árvores recrutadas e o incremento em área basal das árvores sobreviventes. Como indicadores da dinâmica da comunidade, em número e área basal, foram calculadas as taxas de rotatividade anual (*turnover rate*), respectivamente através da média entre m e r ou p e g , conforme Phillips e Gentry (1994) e Phillips *et al.* (2004). As árvores não encontradas, assim como aquelas que decresceram para abaixo do DAP mínimo para amostragem foram consideradas mortas. Palmeiras e pteridófitos arborescentes não foram utilizados no banco de dados para análises, ao ser julgado em campo que não apresentam correlação entre área basal e porte (biomassa, portanto), havendo crescimento em altura com deformações e diminuições de diâmetro. Verificou-se a independência entre as frequências de indivíduos sobreviventes, mortos e recrutadas entre as classes de solos pelo teste- G . A diferença entre os números de recrutadas e mortas foi verificada por comparações entre contagens de Poisson (Zar 1996) para a amostra total e para classes de solos em separado.

A dinâmica das árvores foi avaliada também por classe de diâmetro, conforme divisão de classes já explicada. As variações em cada classe foram verificadas pela contagem de indivíduos que não mudaram de classe, mortos, recrutadas, imigrantes na classe (*ingrowth*) e emigrantes (*outgrowth*). Foram utilizados testes- G para verificar se as frequências de árvores vivas e de árvores mortas na segunda amostragem foram independentes das classes de diâmetro. A diferença entre o número de árvores ingressantes (recrutadas + imigrantes) e árvores egressas (mortas + emigrantes) em cada classe de diâmetro foi verificada por

comparações entre contagens de Poisson para a amostra total e guildas. Foram avaliadas as dinâmicas das 30 populações mais abundantes da comunidade. O número de recrutadas e mortas em cada uma das populações foi comparado por contagens de Poisson. A dependência das proporções de parcelas com aumento ou redução da área basal das mesmas populações foi verificada por testes de qui-quadrado. A rotatividade e a mudança líquida em número de árvores e área basal de cada espécie foram representadas graficamente, separando-se as guildas de regeneração para observação de padrões relacionados à sucessão ecológica.

3. RESULTADOS

3.1. Mudanças na estrutura da comunidade

A amostragem no ano de 2000 foi de 2509 árvores distribuídas em 124 espécies e 46 famílias, enquanto em 2005 foram 2371 indivíduos de 115 espécies e 44 famílias. Os índices de Shannon, no primeiro e segundo levantamentos, foram respectivamente de 3,862 e 3,838 $\text{nats} \times \text{indivíduos}^{-1}$, enquanto a equabilidade de Pielou foi de 0,801 e 0,809. O estimador Jackknife foi, para os dois anos, de 159 e 142 espécies (1ª ordem) ou 176 e 151 (2ª ordem).

Entre os dois levantamentos surgiram quatro novas espécies: *Annona dolabripetala* (Raddi) H.Rainer (Annonaceae), *Machaerium brasiliense* Vogel (Fabaceae), *Aegiphila sellowiana* Cham. (Lamiaceae) e *Faramea cyanea* Müll.Arg. (Rubiaceae). E treze espécies foram excluídas da amostragem: *Heterocondylus vauthierianus* (DC.) R.M.King & H.Robinson (Asteraceae), *Clusia criuva* Cambess. (Clusiaceae), *Leucochloron incuriale* (Vell.) Barneby & Grimes (Fabaceae Mimosoideae), *Miconia latecrenata* (DC.) Naudin (Melastomataceae), *Tibouchina sellowiana* (Cham.) Cogn. (Melastomataceae), *Myrsine villosissima* Mart. (Myrsinaceae), *Myrcia eriopus* DC. (Myrtaceae), *Myrcia richardiana* (O.Berg) Kiaersk. (Myrtaceae), *Siphoneugena densiflora* O.Berg (Myrtaceae), *Alibertia elliptica* (Cham.) K.Schum. (Rubiaceae), *Cecropia glaziovii* Snethl. (Urticaceae), *Rhamnus sphaerosperma* Swartz (Rhamnaceae) e *Gordonia fruticosa* (Schrader) H.Keng. (Theaceae). Com as duas últimas houve a exclusão de suas duas famílias botânicas.

Nomes botânicos que não correspondem aos apresentados por Oliveira-Filho *et al.* (2004) sobre o primeiro levantamento referem-se a atualizações na nomenclatura e correções nas identificações: *Guatteria australis* A.St.-Hil. (Annonaceae), antes *G. nigrescens* Mart.; *Heterocondylus vauthierianus* (DC.) R.M.King & H.Robinson (Asteraceae), antes *Eupatorium vauthierianum* DC.; *Chrysochlamys saldanhe* (Engl.) Oliveira-Filho (Clusiaceae), antes *Tovomitopsis saldanhae* Engler; *Prunus myrtifolia* (L.) Urban (Rosaceae), antes *P. brasiliensis* (Cham. & Schltld.) D.Dietr.; *Psychotria vellosiana* Benth. (Rubiaceae), antes *P. sessilis* (Vell.) Müll.Arg.; *Cupania racemosa* (Vell.) Radlk. (Sapindaceae), antes *C. paniculata* Cambess.; *Symplocos lanceolata* (Mart.) A.DC. (Symplocaceae), antes *Ilex brevicuspis* Reissek (Aquifoliaceae). Em Myrsinaceae, *Myrsine leuconeura* Mart., antes *M. intermedia* (Mez) Pipoly, e *Myrsine villosissima* Mart., antes *M. coriacea* (Swartz) R.Br. Em Myrtaceae, *Campomanesia guazumifolia* (Cambess.) O.Berg, antes *Psidium rufum* Mart.; *Eugenia brasiliensis* Lam., antes *Calyptranthes concinna* DC.; *Eugenia dodonaeifolia*

Cambess., antes *Psidium cattleyanum* Sabine; *Myrcia obovata* (O.Berg) Nied., antes *M. crassifolia* (Miq.) Kiaersk.; *Myrcia pulchra* Kiaersk., antes *Calyptranthes brasiliensis* Sprengel; *Plinia cauliflora* (Mart.) Kausel, antes *Myrciaria cauliflora* (Mart.) O.Berg; *Plinia rivularis* (Cambess.) Rotman, antes *Eugenia handroana* D.Legrand; *Psidium rufum* Mart., antes *Myrcia detergens* Miq.; *Myrcia splendens* (Swartz) DC., antes *M. fallax* (Rich.) DC. e *M. rostrata* DC.; um indivíduo de *Myrcia richardiana* (O.Berg) Kiaersk, antes como *Blepharocalyx salicifolius* (Kunth) O.Berg.

A densidade foi reduzida de 2091 para 1976 indivíduos \times ha⁻¹ (-5,5%), a área basal elevou-se de 34,134 para 34,342 m² \times ha⁻¹ (+0,6%) e a soma das frequências das espécies diminuiu de 2843 para 2740 ocorrências (-3,6%). Os valores de teste-*G* para as proporções de número, frequência e área basal das espécies nos dois inventários (tabelas de contingência de 128 \times 2, *gl* = 127) foram todos não significativos, respectivamente 46,1 (*p* = 1), 29,9 (*p* = 1) e 0,6 (*p* = 1), aceitando-se *H*₀ em todos os casos, ou seja, que os valores dos parâmetros estruturais medidos nos dois períodos estão associados. Análises por espécie, comparando suas proporção entre anos com os valores totais dos parâmetros, não exibiram independências. Como sugerido pelo teste, a ordem hierárquica das espécies baseada em seus parâmetros de abundância alterou-se muito pouco, o que pode ser visto na tabela 1 para as 30 espécies mais abundantes, que correspondem a 80% no número total de indivíduos amostrados e 76% da área basal encontrada. A maior parte das populações reduziu ou manteve o número de indivíduos e sua frequência e aumentou a área basal, tanto considerando todas as espécies amostradas como apenas as mais abundantes, sendo um padrão na comunidade. Reduções em densidade e área basal na comunidade se deram nas menores classes de DAP. Nas diferentes classes de solos o padrão se repetiu, excetuando-se nos neossolos litólicos, onde a área basal foi crescente nas classes intermediárias (figuras 3 e 4). As proporções entre as classes, em todos os casos, foram associadas nos dois anos pelo teste-*G* (*p* > 0,31), ou seja, não diferiam. Entre as guildas de regeneração, as proporções entre os dois anos praticamente não se alterou. Em número de indivíduos, as pioneiras permaneceram em 0,7%, as clímax exigentes de luz passaram de 64,7 para 64,3% e as clímax tolerantes à sombra de 34,6 para 35%. Em área basal, as pioneiras passaram de 1,9 para 1,6%, clímax de luz de 70,2 para 70,3% e as tolerantes de 27,9 para 28,1%. Consequentemente, as proporções foram avaliadas como associadas pelo teste-*G* (*p* = 1) entre os anos, ou seja, são proporcionais.

Tabela 1. Parâmetros quantitativos e classificação em guildas de regeneração (GR) das 30 espécies arbóreas mais abundantes amostradas nos anos de 2000 e 2005 em 30 parcelas permanentes de 20×20 m em uma floresta atlântica altomontana em Carrancas, Minas Gerais, Brasil, organizadas em ordem decrescente do número de indivíduos encontrados no ano de 2000, onde: CL = clímax exigente de luz, CS = clímax tolerante à sombra, D = diâmetro máximo em cm, N = número de indivíduos, P = número de parcelas com ocorrência da espécie e AB = área basal em m² (subscrições 00 e 05 correspondem aos anos dos levantamentos). As famílias botânicas e autoria das espécies são encontradas em Oliveira-Filho *et al.* (2004) acrescidas das correções expostas neste trabalho.

| Espécie | GR | D₀₀ | D₀₅ | N₀₀ | N₀₅ | P₀₀ | P₀₅ | AB₀₀ | AB₀₅ |
|---------------------------------|-----------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------|------------------------|
| <i>Ocotea odorifera</i> | CS | 41,6 | 41,1 | 202 | 207 | 25 | 26 | 2,637 | 2,755 |
| <i>Psychotria vellosiana</i> | CL | 17,4 | 18,1 | 181 | 169 | 30 | 29 | 0,939 | 0,962 |
| <i>Aspidosperma australe</i> | CL | 57,3 | 57,3 | 150 | 144 | 23 | 24 | 5,125 | 5,163 |
| <i>Nectandra grandiflora</i> | CS | 27,1 | 28,8 | 135 | 99 | 24 | 23 | 1,447 | 1,188 |
| <i>Miconia chartacea</i> | CL | 15,4 | 14,5 | 122 | 136 | 25 | 25 | 0,627 | 0,714 |
| <i>Eremanthus erythropappus</i> | CL | 41,0 | 40,7 | 103 | 94 | 6 | 6 | 2,202 | 2,239 |
| <i>Myrsine umbellata</i> | CL | 19,4 | 19,9 | 100 | 84 | 18 | 16 | 0,725 | 0,637 |
| <i>Alchornea triplinervia</i> | CL | 57,8 | 61,1 | 82 | 78 | 21 | 21 | 2,993 | 3,063 |
| <i>Amaioua guianensis</i> | CS | 31,0 | 30,9 | 74 | 74 | 21 | 21 | 0,808 | 0,850 |
| <i>Guatteria australis</i> | CS | 53,5 | 55,7 | 68 | 69 | 25 | 25 | 1,345 | 1,366 |
| <i>Schefflera calva</i> | CL | 48,4 | 47,4 | 63 | 65 | 24 | 25 | 1,795 | 1,962 |
| <i>Miconia urophylla</i> | CL | 18,5 | 19,7 | 57 | 52 | 18 | 20 | 0,431 | 0,373 |
| <i>Myrcia splendens</i> | CL | 14,3 | 14,4 | 55 | 41 | 10 | 9 | 0,246 | 0,189 |
| <i>Guapira opposita</i> | CS | 39,3 | 41,8 | 54 | 53 | 17 | 16 | 1,162 | 1,179 |
| <i>Eugenia brasiliensis</i> | CS | 26,7 | 26,4 | 49 | 54 | 17 | 18 | 0,306 | 0,351 |
| <i>Pera glabrata</i> | CL | 43,6 | 41,7 | 46 | 46 | 21 | 21 | 1,116 | 1,196 |
| <i>Eugenia hyemalis</i> | CL | 28,3 | 28,0 | 46 | 44 | 18 | 18 | 0,649 | 0,597 |
| <i>Myrcia pulchra</i> | CS | 22,3 | 22,0 | 44 | 46 | 18 | 19 | 0,313 | 0,333 |
| <i>Myrcia venulosa</i> | CL | 34,2 | 34,4 | 43 | 37 | 17 | 15 | 0,723 | 0,592 |
| <i>Ocotea corymbosa</i> | CL | 43,0 | 43,1 | 37 | 38 | 11 | 12 | 1,276 | 1,347 |
| <i>Myrciaria floribunda</i> | CS | 8,4 | 9,7 | 37 | 38 | 19 | 18 | 0,108 | 0,118 |
| <i>Dalbergia villosa</i> | CL | 34,7 | 34,8 | 32 | 29 | 19 | 18 | 0,642 | 0,509 |
| <i>Cupania racemosa</i> | CL | 24,8 | 25,8 | 32 | 29 | 15 | 14 | 0,411 | 0,399 |
| <i>Mollinedia argyrogyna</i> | CS | 21,5 | 22,7 | 32 | 31 | 13 | 12 | 0,299 | 0,319 |
| <i>Cordia sellowiana</i> | CL | 32,6 | 33,8 | 29 | 29 | 14 | 14 | 0,457 | 0,510 |
| <i>Roupala rhombifolia</i> | CL | 44,2 | 46,2 | 28 | 27 | 12 | 12 | 0,823 | 0,880 |
| <i>Nectandra oppositifolia</i> | CS | 36,3 | 36,4 | 28 | 27 | 15 | 14 | 0,579 | 0,585 |
| <i>Tapirira obtusa</i> | CL | 42,0 | 43,0 | 28 | 28 | 12 | 12 | 0,542 | 0,605 |
| <i>Vochysia tucanorum</i> | CL | 26,7 | 27,1 | 28 | 26 | 8 | 8 | 0,262 | 0,245 |
| <i>Myrsine gardneriana</i> | CL | 12,9 | 12,9 | 28 | 18 | 11 | 9 | 0,127 | 0,078 |

3.2. Dinâmica da comunidade e populações mais abundantes

Os parâmetros de dinâmica (tabela 2) mostraram reduções em densidade em toda a comunidade e classes de solos, devido às taxas de mortalidade serem superiores às taxas de recrutamento, principalmente nos neossolos regolíticos e cambissolos, onde, por consequência, são maiores as rotatividades. A área basal encontra-se balanceada na comunidade, com taxas de perda e ganho muito próximas, assim também nos cambissolos. Nos neossolos regolíticos as perdas superam os ganhos e o inverso acontece nos neossolos litólicos. O teste-*G* mostrou associação entre número de mortos, sobreviventes e recrutas entre os diferentes solos, sejam todas comparadas em conjunto ou duas a duas (sempre sendo encontrado $p > 0,05$). As contagens de árvores mortas foram significativamente maiores que as de recrutas na amostragem total e todas as classes de solos pelo teste de Poisson ($p < 0,05$ em todos os casos). A comunidade apresentou diferenças significativas entre o número de egressos (mortes + emigrantes) e ingressantes (recrutas + imigrantes) somente na primeira classe de diâmetro, onde os egressos superaram os ingressantes (tabela 3). O mesmo padrão foi encontrado nos cambissolos e neossolos litólicos. Neste último, porém, também houve uma grande imigração para a classe de 20 a 40 cm de DAP. Nos neossolos regolíticos não houve diferenças significativas. Cerca de 70% das trinta populações mais abundantes não apresentaram mudanças significativas no número de indivíduos. No restante predominaram as reduções em densidade (tabela 4). A grande maioria apresentou proporção significativamente diferente entre parcelas com aumento ou diminuição da área basal da espécie e em todas elas o padrão foi o aumento. A rotatividade e a mudança líquida representadas graficamente não exibiram diferenças de comportamento entre as guildas de regeneração, mostrando correlações fortes e lineares num padrão muito coeso na comunidade (figura 5).

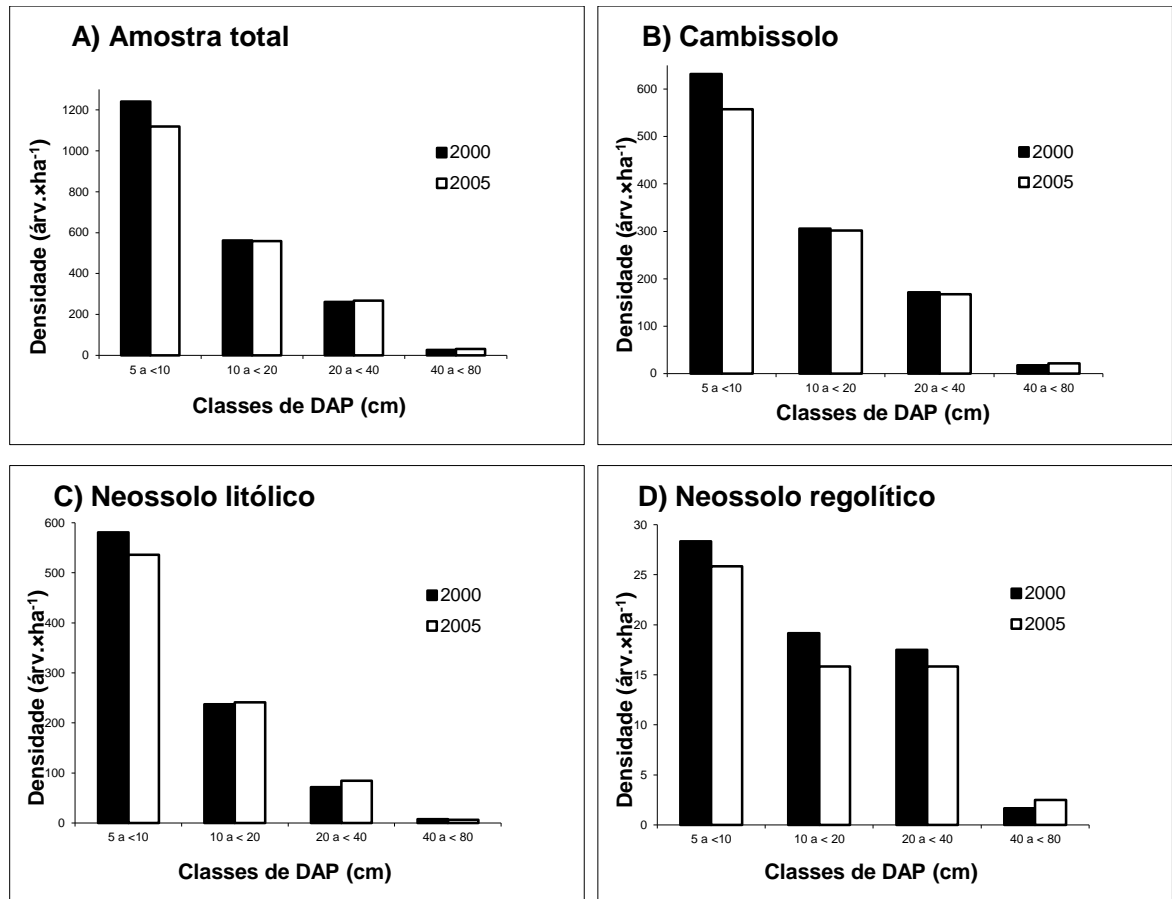


Figura 3. Distribuição das densidades de árvores por classes de diâmetro (DAP) para a amostra total (A) e para os Cambissolos Húmicos Distróficos (B), Neossolos Líticos Húmicos (C) e Neossolos Regolíticos Psamíticos (D) encontradas em 30 parcelas permanentes de 20×20 m inventariadas nos anos de 2000 e 2005 em uma floresta nebulosa em Carrancas, Minas Gerais, Brasil. Observa-se que as escalas verticais não são iguais, para melhor visualização.

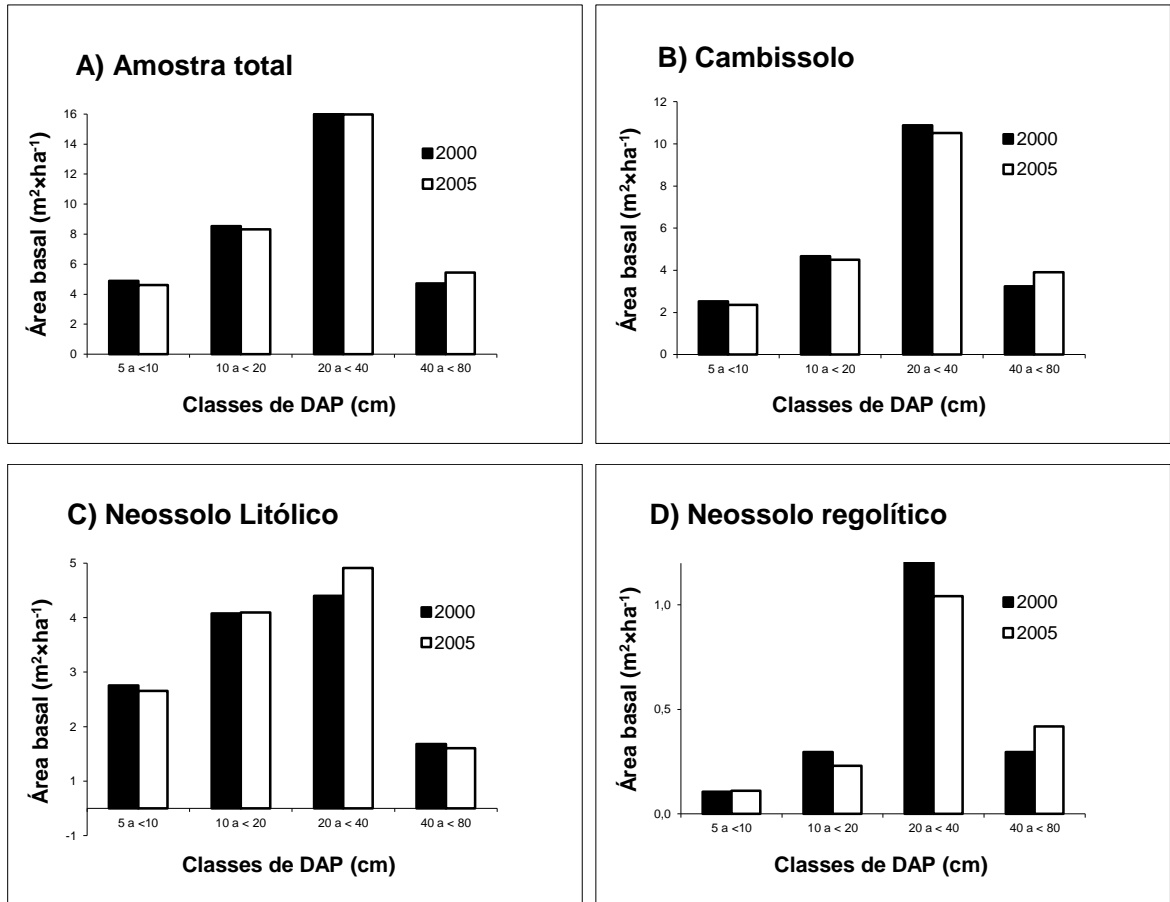


Figura 4. Distribuição das áreas basais por classes de diâmetro (DAP) para a amostra total (A) e para os Cambissolos Húmicos Distróficos (B), Neossolos Litólicos Húmicos (C) e Neossolos Regolíticos Psamíticos (D) encontradas em 30 parcelas permanentes de 20×20 m inventariadas nos anos de 2000 e 2005 em uma floresta nebulosa em Carrancas, Minas Gerais, Brasil. Observa-se que as escalas verticais não são iguais, para melhor visualização.

Tabela 2. Parâmetros de dinâmica de uma comunidade arbórea amostrada nos anos de 2000 e 2005 em uma floresta nebulosa em Carrancas, Minas Gerais, Brasil. A amostragem foi em 30 parcelas de 20×20 m e as variáveis estão expressas em números de árvores e área basal, tanto para a amostra total como para três classes de solos, onde NeoLit = Neossolos Litólicos Húmicos, NeoReg = Neossolos Regolíticos Psamíticos e Camb = Cambissolos Húmicos Distróficos (valores entre parênteses representam frequências esperadas em tabelas de contingência e valores entre colchetes as médias do parâmetro nas parcelas).

| | Total | NeoLit | NeoReg | Camb |
|--|--------|-------------|------------|---------------|
| Número de árvores: | | | | |
| Inicial – 2000 | 2509 | 1077 | 80 | 1352 |
| Final – 2005 | 2371 | 1041 | 72 | 1258 |
| Mudança líquida | -5,5% | -3,3% | -10,0% | -7,0% |
| Sobreviventes | 2226 | 972 (955,3) | 68 (72,6) | 1186 (1198,4) |
| Mortas | 283 | 105 (115,9) | 12 (9,3) | 166 (157,7) |
| Recrutas | 145 | 69 (63,9) | 4 (4,7) | 72 (76,2) |
| Taxas de mortalidade (% ano ⁻¹) | 2,46 | 2,11 [2,1] | 3,33 [3,9] | 2,69 [2,6] |
| Taxas de recrutamento (% ano ⁻¹) | 1,31 | 1,42 [1,4] | 1,18 [1,1] | 1,22 [1,2] |
| Rotatividade (% ano ⁻¹) | 1,88 | 1,77 [1,8] | 2,26 [2,5] | 1,96 [1,9] |
| Área basal: | | | | |
| Inicial – 2000 (m ²) | 40,960 | 13,089 | 2,281 | 25,591 |
| Final – 2005 (m ²) | 41,216 | 13,517 | 2,162 | 25,537 |
| Mudança líquida | +0,6% | +3,3% | -5,2% | -0,2% |
| Mortas (m ²) | 3,253 | 0,909 | 0,310 | 2,034 |
| Decréscimo nos sobreviventes (m ²) | 0,479 | 0,210 | 0,024 | 0,244 |
| Recrutas (m ²) | 0,444 | 0,197 | 0,014 | 0,232 |
| Aumento nos sobreviventes (m ²) | 3,543 | 1,350 | 0 | 1,992 |
| Taxa de perda (% ano ⁻¹) | 1,97 | 1,84 [2,0] | 3,25 [3,9] | 1,92 [2,0] |
| Taxa de ganho (% ano ⁻¹) | 2,10 | 2,50 [2,7] | 2,16 [2,2] | 1,88 [2,0] |
| Rotatividade (% ano ⁻¹) | 2,03 | 2,17 [2,3] | 2,70 [3,0] | 1,90 [2,0] |

Tabela 3. Dinâmica da comunidade arbórea e suas classes de solos por classes de diâmetro entre os anos de 2000 e 2005, em 30 parcelas de 20×20 m em uma floresta nebulosa em Carrancas, Minas Gerais, Brasil, onde: esp. = frequência esperada baseada na distribuição de 2000 por classe, m = taxa de mortalidade em % ano⁻¹, emig. = emigrantes, rec. = recrutas, imig. = imigrantes, seguidos de comparações de Poisson entre contagens de saídas (mortos + emigrantes) e entradas (recrutas + imigrantes).

| Classes de DAP (cm) | Nº de árvores | | | Mortos | | | Emig. | Rec. | Imig. | Cont. Poisson | |
|-----------------------------|---------------|------|----------|--------|-------|-------|-------|------|-------|---------------|-------|
| | 2001 | 2005 | Esp. | Nº | Esp. | m | Nº | Nº | Nº | Z | P |
| <u>Comunidade</u> | | | | | | | | | | | |
| 5 < 10 | 1489 | 1343 | (1407.1) | 192 | 168.0 | (2.7) | 105 | 142 | 9 | 6.898 | 0.001 |
| 10 < 20 | 675 | 670 | (637.9) | 71 | 76.1 | (2.2) | 42 | 2 | 106 | 0.336 | ns |
| 20 < 40 | 313 | 321 | (295.8) | 18 | 35.3 | (1.2) | 10 | 1 | 35 | 1.000 | ns |
| 40 < 80 | 32 | 37 | (30.2) | 2 | 3.6 | (1.3) | 1 | 0 | 8 | 1.508 | ns |
| Total | 2509 | 2371 | | 283 | | | 158 | 145 | 158 | | |
| <u>Cambissolo:</u> | | | | | | | | | | | |
| 5 < 10 | 758 | 669 | (716.3) | 109 | 93.1 | (3.1) | 53 | 71 | 2 | 5.806 | 0.001 |
| 10 < 20 | 367 | 362 | (346.8) | 43 | 45.1 | (2.5) | 16 | 0 | 54 | 0.470 | ns |
| 20 < 40 | 206 | 201 | (194.7) | 13 | 25.3 | (1.3) | 8 | 1 | 15 | 0.822 | ns |
| 40 < 80 | 21 | 26 | (19.8) | 1 | 2.6 | (1.0) | 0 | 0 | 6 | 1.890 | ns |
| Total | 1352 | 1258 | | 166 | | | 77 | 72 | 77 | | |
| <u>Neossolo litólico:</u> | | | | | | | | | | | |
| 5 < 10 | 697 | 643 | (658.7) | 78 | 68.0 | (2.4) | 51 | 68 | 7 | 3.781 | 0.001 |
| 10 < 20 | 285 | 289 | (269.3) | 24 | 27.8 | (1.7) | 24 | 1 | 51 | 0.400 | ns |
| 20 < 40 | 86 | 101 | (81.3) | 2 | 8.4 | (0.5) | 1 | 0 | 18 | 3.273 | 0.005 |
| 40 < 80 | 9 | 8 | (8.5) | 1 | 0.9 | (2.3) | 1 | 0 | 1 | 0.577 | ns |
| Total | 1077 | 1041 | | 105 | | | 77 | 69 | 77 | | |
| <u>Neossolo regolítico:</u> | | | | | | | | | | | |
| 5 < 10 | 34 | 31 | (32.1) | 5 | 5.1 | (3.1) | 1 | 3 | 0 | 1.000 | ns |
| 10 < 20 | 23 | 19 | (21.7) | 4 | 3.5 | (3.7) | 2 | 1 | 1 | 1.414 | ns |
| 20 < 40 | 21 | 19 | (19.8) | 3 | 3.2 | (3.0) | 1 | 0 | 2 | 0.816 | ns |
| 40 < 80 | 2 | 3 | (1.9) | 0 | 0.3 | (0) | 0 | 0 | 1 | 1.000 | ns |
| Total | 80 | 72 | | 12 | | | 4 | 4 | 4 | | |

Tabela 4. Dinâmica das 30 populações arbóreas mais abundantes amostradas nos anos de 2000 e 2005 em uma floresta nebulosa em Carrancas, Minas Gerais, Brasil, para número de árvores e área basal, onde: GR = guildas de regeneração, CL = clímax exigente de luz, CS = clímax tolerante à sombra, N = número de indivíduos (subscrições 00 e 05 correspondem aos anos dos levantamentos), M = mortos, R = recrutadas, Z e p = contagens de Poisson e significância para M e R, AB = área basal, AB \uparrow = número de parcelas com área basal crescente, AB \downarrow = com área basal decrescente, χ^2 e p = teste qui-quadrado para homogeneidade na distribuição de AB \uparrow e AB \downarrow . As famílias botânicas e autoria das espécies são encontradas em Oliveira-Filho *et al.* (2004) acrescidas de correções expostas neste trabalho.

| Espécies | GR | Nº de árvores | | | | Poisson | | Área basal (m ²) | | | | Qui-quadrado | |
|---------------------------------|----|-----------------|-----------------|----|----|---------|-----|------------------------------|------------------|---------------|-----------------|--------------|-----|
| | | N ₀₀ | N ₀₅ | M | R | Z | p | AB ₀₀ | AB ₀₅ | AB \uparrow | AB \downarrow | χ^2 | p |
| <i>Psychotria vellosiana</i> | CL | 181 | 169 | 36 | 24 | 1,5 | ns | 0,94 | 0,96 | 29 | 0 | 29,0 | *** |
| <i>Aspidosperma australe</i> | CL | 150 | 144 | 9 | 3 | 1,7 | ns | 5,12 | 5,16 | 22 | 1 | 19,2 | *** |
| <i>Miconia chartacea</i> | CL | 122 | 136 | 7 | 21 | 2,6 | ** | 0,63 | 0,71 | 20 | 3 | 12,6 | *** |
| <i>Eremanthus erythropappus</i> | CL | 103 | 94 | 10 | 1 | 2,7 | ** | 2,20 | 2,24 | 4 | 2 | 0,7 | ns |
| <i>Myrsine umbellata</i> Mart. | CL | 100 | 84 | 19 | 3 | 3,4 | *** | 0,73 | 0,64 | 14 | 1 | 11,3 | *** |
| <i>Alchornea triplinervia</i> | CL | 82 | 78 | 7 | 3 | 1,3 | ns | 2,99 | 3,06 | 20 | 0 | 20,0 | *** |
| <i>Schefflera calva</i> | CL | 63 | 65 | 4 | 6 | 0,6 | ns | 1,80 | 1,96 | 20 | 4 | 10,7 | *** |
| <i>Miconia urophylla</i> | CL | 57 | 52 | 14 | 9 | 1,0 | ns | 0,43 | 0,37 | 14 | 2 | 9,0 | ** |
| <i>Myrcia splendens</i> | CL | 55 | 41 | 18 | 4 | 3,0 | ** | 0,25 | 0,19 | 7 | 0 | 7,0 | ** |
| <i>Eugenia hyemalis</i> | CL | 46 | 44 | 3 | 1 | 1,0 | ns | 0,65 | 0,60 | 12 | 5 | 2,9 | ns |
| <i>Pera glabrata</i> | CL | 46 | 46 | 2 | 2 | 0,0 | ns | 1,12 | 1,20 | 15 | 2 | 9,9 | ** |
| <i>Myrcia venulosa</i> | CL | 43 | 37 | 6 | 0 | 2,4 | * | 0,72 | 0,59 | 8 | 5 | 0,7 | ns |
| <i>Ocotea corymbosa</i> | CL | 37 | 38 | 2 | 3 | 0,4 | ns | 1,28 | 1,35 | 10 | 1 | 7,4 | ** |
| <i>Cupania racemosa</i> | CL | 32 | 29 | 3 | 0 | 1,7 | ns | 0,41 | 0,40 | 9 | 4 | 1,9 | ns |
| <i>Dalbergia villosa</i> | CL | 32 | 29 | 3 | 0 | 1,7 | ns | 0,64 | 0,51 | 11 | 4 | 3,3 | ns |
| <i>Cordia sellowiana</i> | CL | 29 | 29 | 1 | 1 | 0,0 | ns | 0,46 | 0,51 | 14 | 0 | 14,0 | *** |
| <i>Myrsine gardneriana</i> | CL | 28 | 18 | 11 | 1 | 2,9 | ** | 0,13 | 0,08 | 7 | 2 | 2,8 | ns |
| <i>Roupala rhombifolia</i> | CL | 28 | 27 | 1 | 0 | 1,0 | ns | 0,82 | 0,88 | 9 | 2 | 4,5 | * |
| <i>Tapirira obtusa</i> | CL | 28 | 28 | 2 | 2 | 0,0 | ns | 0,54 | 0,60 | 10 | 1 | 7,4 | ** |
| <i>Vochysia tucanorum</i> | CL | 28 | 26 | 2 | 0 | 1,4 | ns | 0,26 | 0,25 | 4 | 4 | 0,0 | ns |
| <i>Ocotea odorifera</i> | CS | 202 | 207 | 9 | 14 | 1,0 | ns | 2,64 | 2,76 | 23 | 2 | 17,6 | *** |
| <i>Nectandra grandiflora</i> | CS | 135 | 99 | 38 | 2 | 5,7 | *** | 1,45 | 1,19 | 20 | 2 | 14,7 | *** |
| <i>Amaioua guianensis</i> | CS | 74 | 74 | 2 | 2 | 0,0 | ns | 0,81 | 0,85 | 16 | 4 | 7,2 | ** |
| <i>Guatteria australis</i> | CS | 68 | 69 | 3 | 4 | 0,4 | ns | 1,35 | 1,37 | 20 | 4 | 10,7 | *** |
| <i>Guapira opposita</i> | CS | 54 | 53 | 2 | 1 | 0,6 | ns | 1,16 | 1,18 | 12 | 4 | 4,0 | * |
| <i>Eugenia brasiliensis</i> | CS | 49 | 54 | 0 | 5 | 2,2 | * | 0,31 | 0,35 | 14 | 3 | 7,1 | ** |
| <i>Myrcia pulchra</i> | CS | 44 | 46 | 0 | 2 | 1,4 | ns | 0,31 | 0,33 | 13 | 5 | 3,6 | * |
| <i>Myrciaria floribunda</i> | CS | 37 | 38 | 2 | 3 | 0,4 | ns | 0,11 | 0,12 | 11 | 4 | 3,3 | ns |
| <i>Mollinedia argyrogyna</i> | CS | 32 | 31 | 1 | 0 | 1,0 | ns | 0,30 | 0,32 | 10 | 2 | 5,3 | * |
| <i>Nectandra oppositifolia</i> | CS | 28 | 27 | 2 | 1 | 0,6 | ns | 0,58 | 0,58 | 10 | 3 | 3,8 | ns |

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; ns = não significativo.

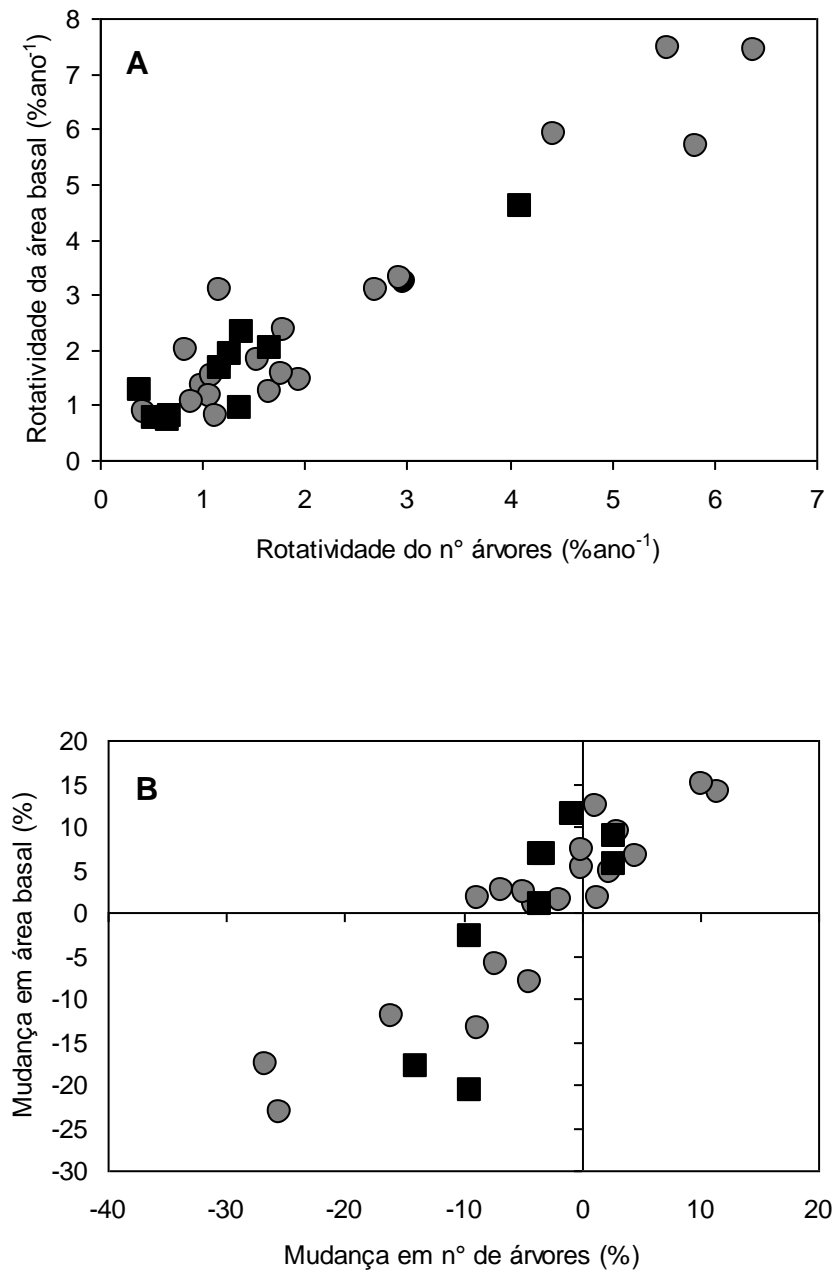


Figura 5. Taxas de rotatividade (A) e de mudanças líquidas (B), em número de indivíduos e em área basal, para as 30 populações mais abundantes levantadas em 2000 e 2005 em 30 parcelas permanentes de 20×20 m em uma floresta nebulosa em Carrancas, Minas Gerais, Brasil, onde ● = clímax exigente de luz e ■ = clímax tolerante à sombra.

4. DISCUSSÃO

A floresta apresentou um surgimento de pequeno número de novas espécies durante o período de cinco anos, seguindo um padrão comum encontrado por diversos autores em florestas brasileiras (*e.g.* Felfili, 1995; Werneck *et al.* 2000; Pinto e Hay, 2005). Mas o desaparecimento de 13 espécies (ou 10,5%) excedeu um pouco os limites de 0 a 8% considerados normais por Pinto e Hay (2005). Das treze espécies desaparecidas, apenas duas são tipicamente do interior da floresta, sendo as demais associadas à formação florestal mais baixa encontrada nas bordas da floresta em questão, associada aos neossolos litólicos. Poderia se pensar que tal fato se deve a uma dinâmica mais acelerada provocada por efeitos de borda, como por exemplo, a existência de ventos mais fortes devido à elevada altitude (Jones, 1992) causando uma maior mortalidade devido à maior exposição (D'Angelo *et al.*, 2000). Mas das três formações estudadas, foi a que apresentou menor taxa de rotatividade. Embora os índices de diversidade de Shannon e equabilidade de Pielou tenham variado muito pouco, a estimativa pelo método Jackknife exibiu redução no número de espécies. Como a soma das frequências das espécies nas parcelas diminuiu, esta redução (baseada em espécies raras na amostra, segundo o método) não indica uma saturação de espécies e sim duas possibilidades. Primeiro, a presença de impactos antrópicos na borda (*e.g.* fogo, gado, extração de madeira na borda, como já citado nos métodos) poderiam estar levando a um empobrecimento da área. Tal hipótese confronta-se com o fato da área de borda apresentar um ganho em área basal maior que as perdas. Além disso, as bordas correspondem à seção de maior diversidade desta floresta, conforme encontrado por Oliveira-Filho *et al.* (2004). Ou os impactos não estão sendo tão graves ou eles próprios estão proporcionando maior heterogeneidade ambiental e, conseqüentemente, maior diversidade, conforme a hipótese dos distúrbios intermediários de Connell (1978), segundo a qual a diversidade de espécies é máxima quando as perturbações ocorrem em intensidade e frequência intermediária. Uma segunda explicação, mais provável e mais simples, diz respeito à redução da densidade em toda floresta (a maior parte das espécies manteve ou reduziu sua densidade e frequência), necessariamente reduzindo a amostragem em número de indivíduos, já que as parcelas têm área fixa e o limite mínimo de DAP não foi reduzido. Como a riqueza de uma área correlaciona-se com a abundância presente, dada uma mesma área, ou seja, um maior número de indivíduos pode conter mais espécies (Denslow, 1995; Condit *et al.*, 1996; Berry, 2002), a amostragem de fato foi diminuída.

A proporção de espécies entre as guildas de regeneração corresponde ao normalmente encontrado por outras pesquisas (para floresta ombrófila montana, *vide* Tabarelli e Mantovani,

1999). Mas chama a atenção a constância das proporções de indivíduos por guilda entre os dois anos, indicando possível estabilidade da floresta. O padrão de redução de densidade concomitante ao aumento em área basal pelo qual passa a floresta é conhecido como autodesbaste e a caracteriza como de adiantada recuperação (Gentry e Terborgh, 1990; Oliveira-Filho *et al.*, 1997; Tabarelli e Mantovani, 1999; Werneck e Franceschinelli, 2004), embora florestas maduras também possam exibir flutuações cíclicas entre períodos de expansão e retração de biomassa (Hubbell e Foster, 1990), seja devido a agentes antrópicos ou distúrbio naturais (*e.g.* Pinto e Hay, 2005). O avançado estágio de regeneração também é indicado pela mortalidade independente do tamanho das árvores acima dos 10 cm de DAP (Lieberman *et al.*, 1985; Swaine *et al.*, 1987; Hartshorn, 1990). O padrão encontrado assemelha-se muito ao de Crow (1980), em uma floresta montana em Porto Rico. Trinta anos após distúrbios naturais e antrópicos, à medida que a floresta aproximou-se da estabilização, o número de espécies novas diminuiu e a perda aumentou muito (ao contrário das fases iniciais), a área basal aumentou mais lentamente, a densidade reduziu e o índice de diversidade caiu. Uma floresta madura se caracteriza por uma maior área basal e menor densidade de fustes (Saldarriaga *et al.*, 1988), sendo esta densidade alta em árvores com $DAP > 10$ cm (Brown e Lugo, 1990). Mas, apesar disso, a floresta pode não atingir a estabilidade, pois a presença de distúrbios naturais ou antrópicos podem afetar a estrutura da comunidade limitando-a às fases pré-maduras (Swaine e Hall, 1988). Apesar da instabilidade, as taxas de mortalidade e recrutamento anuais, assim como a taxa de rotatividade da comunidade estudada encontram-se entre os valores comumente citados na literatura para florestas tropicais maduras, inclusive para várias florestas montanas neotropicais. Para comparação, *vide* as taxas de 242 sítios de florestas estudados por Stephenson e van Mantgem (2005), sendo 158 tropicais e todas maduras ou em fase final de sucessão e sem grandes interferências antrópicas, que incluem as grandes listagens de Phillips e Gentry (1994) e Phillips *et al.* (2004). Observa-se que em nenhuma destas áreas as taxas se encontram perfeitamente equilibradas.

Recentemente, sugere-se que instabilidades na dinâmica florestal têm se acentuado devido a uma “fertilização de carbono”, como consequência do chamado “efeito estufa” (Phillips e Gentry, 1994; Phillips, 1996; Condit, 1997; Phillips e Sheil, 1997; Laurance *et al.*, 2004; Lewis *et al.*, 2004; Phillips *et al.*, 2004). Vários trabalhos têm verificado instabilidade com acúmulo de biomassa em florestas do sul de Minas Gerais (*e.g.* Oliveira-Filho *et al.* 1997ab; Appolinário *et al.* 2005). A situação provavelmente se deve aos avanços na fiscalização dos desmatamentos na última década, caracterizada pelo uso do sensoriamento

remoto. No entanto, tal inibição não impede (e talvez até incentive) as explorações seletivas e difusas na mata. Durante este estudo, observaram-se restos de colheitas, principalmente nas bordas da floresta. Embora o interior da floresta contenha árvores de fustes comerciais maiores e mais retilíneos, nas bordas a pressão recai sobre as candeias – *Eremanthus erythropappus* – como já comentado.

Neste estudo as bordas apresentaram-se menos dinâmicas que o interior da floresta, ao contrário do normalmente relatado por diversos pesquisadores. Pode-se argumentar que a maioria dos trabalhos se refere aos efeitos da redução de uma floresta, exposição lateral de seu interior e consequentes mudanças na comunidade da área afetada, enquanto em Carrancas trata-se de uma borda natural. No entanto, bordas naturais de florestas de galeria também exibem dinâmica mais elevada que o interior das matas (*e.g.* Felfili, 1995; Van Den Berg, 2001; Corrêa e Van Den Berg, 2002). Mas são estas bordas comparáveis? A Serra de Carrancas (assim como muitas outras do sudeste brasileiro) é composta por um mosaico de campos naturais, candeais (florestas anãs) e florestas propriamente ditas. As florestas em geral ocupam as encostas mais úmidas e os vales, enquanto os candeais comumente se estabelecem sobre as áreas de solos rasos úmidos das encostas, ao encontro das florestas. Ao que parece, os candeais são tanto borda destas florestas como estas o são deles. As condições de habitat de uma formação limitam o desenvolvimento da outra, havendo, inclusive, grandes candeais isolados (e com suas próprias bordas). As bordas florestais normalmente são colonizadas por espécies pioneiras, que geralmente apresentam alta rotatividade, ou seja, crescimento rápido e curto ciclo de vida (Lieberman e Lieberman, 1987; Swaine e Whitmore, 1988). Mas nas florestas mais iluminadas, por terem dossel aberto ou baixo, como nos candeais, tais estratégias não são fáceis de se identificar em suas espécies arbóreas e, por consequência, as classificações em guildas de regeneração falham, pois são baseadas nas exigências de luz das espécies ao colonizarem clareiras (*vide* Budowski 1965, como um exemplo clássico). Embora estes grupos ecológicos sejam classificações forçadas dentro de um amplo gradiente de exigências das espécies (Whitmore, 1984), as árvores pioneiras compõem, segundo Oldeman (1989), o único grupo claramente caracterizado. *Eremanthus erythropappus*, apesar de ser uma espécie arbórea heliófila, que também coloniza áreas abertas em montanhas do sudeste, não apresenta o crescimento rápido e o ciclo de vida curto típicos das pioneiras. E, além disso, forma comunidades monodominantes estáveis que não representam etapas sucessionais (seres) iniciais, a serem substituídas, no tempo, por outra comunidade em direção à maturidade da floresta. Enquanto as bordas são paradigmaticamente estudadas como um ente negativo à floresta (Kattan, 2002), Oliveira-Filho *et al.* (2004) sugerem e discorrem sobre o

caráter protetor dos candeais, quando às margens de outras florestas, formando um sistema-tampão, principalmente contra os incêndios. Em ecossistemas tropicais de paisagem savânica, o fogo é um importante elemento definidor dos limites entre mata e campo (Furley, Proctor e Ratter, 1992; Werner, 1991) e os candeais, quando presentes, se interpõe entre ambos. As mudanças microclimáticas também são reduzidas em bordas antigas com o estabelecimento de vegetação secundária de maior porte (Williams-Linera, 1990; Kapos *et al.*, 1993), onde a dominância de espécies pioneiras leva a altas taxas de dinâmica. Em Carrancas, candeais e florestas de maior porte representam mais ecossistemas associados do que efeitos de borda propriamente ditos e tal associação deve favorecer a estabilidade dos ecossistemas florestais isolados.

5. CONCLUSÃO

A hipótese de estabilidade da comunidade arbórea foi rejeitada pelos resultados. Assim como estes negaram a existência de maiores taxas de dinâmica nas bordas da floresta. Estas, quando compostas por candeais (associações com dominância de *Eremanthus erythropappus*) não representam seres ou comunidades formadas pela fragmentação florestal, mas sim formações associadas ambientalmente às florestas de maior porte e compondo, provavelmente, importante fator de proteção contra verdadeiros efeitos de borda.

6. AGRADECIMENTOS

Este trabalho contou com apoio financeiro da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG; e com o apoio logístico do Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Lavras – UFLA.

7. LITERATURA CITADA

- APG II. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society**, n.141, p.399-436, 2003.
- AYRES, M.; AYRES JR., M.A.; AYRES, D.L.; SANTOS, A.A.S. **BioEstat: aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas**. 5ªed. Belém: 2007. 324p.
- BERRY, P.E. Diversidad y endemismo en los bosques neotropicales de bajura. *In*: GUARIGUATA, M.R.; KATTAN, G.H. (Org.). **Ecología y conservación de Bosques Neotropicales**. Cartago: Libro Universitario Regional, p.83-96, 2002. 692p.
- BIERREGAARD JR., R.O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; MESQUITA, R.C.G.. **Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest**. London: Yale University Press, 2001. 478p.
- BRASIL. **Estratégias nacionais de biodiversidade na América do Sul: perspectivas para cooperação regional - Resultados da reunião para identificação de temas em biodiversidade para cooperação e intercâmbio entre os países da América do Sul**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004. 285p.
- BROWN, S.; LUGO, A.E. Tropical Secondary Forests. **Journal of Tropical Ecology**, v.6, n.1, p.1-32, 1990.
- BRUIJNZEEL, L.A. Hydrology of tropical montane cloud forests: a re-evaluation. *In*: GLADWELL J.S. (ed.). **Proceedings of the Second International Colloquium on Hydrology of the Humid Tropics**. Panama City: Cathalac, 2000.
- BRUIJNZEEL, S; HAMILTON, L.S. **Decision Time for Cloud Forests** (Humid tropics programme series n° 13. Paris: UNESCO - Division of Water Sciences, 2000.
- BUBB, P.; MAY, I.; MILES, L.; SAYER, J. **Cloud Forest Agenda**. Cambridge: UNEP-WCMC, 2004. 32p.
- BUDOWISK, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v.15, n.1, p.40-42, 1965.
- CONDIT, R. Forest turnover, diversity, and CO₂. **Trends in Ecology and Evolution**, v.12, n.7, p.249-250, 1997.
- CONDIT, R.; HUBBELL, S.P.; LAFRANKIE, J.V.; SUKUMAR, R.; MANOKARAN, N.; FOSTER, R.B.; ASHTON, P.S. Species-Area and Species-Individual Relationships for Tropical Trees: A Comparison of Three 50-ha Plots. **The Journal of Ecology**, v.84, n.4, p.549-562, 1996.
- CONNELL, J.H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, v.199, p.1302-1309, 1978.
- CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL, FUNDAÇÃO SOS MATA, ATLÂNTICA, FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS, SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO, SEMAD – INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS - MG. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Brasília: MMA/SBF, 2000. 40p.

- CONSTANTINO, R.; BRITZ, R.M.; CERQUEIRA, R.; ESPINDOLA, E.L.G.; GRELLE, C.E.V.; LOPES, A.T.L.; NASCIMENTO, M.T.; ROCHA, O.; RODRIGUES, A.A.F.; SCARIOT, A.; SEVILHA, A.C.; TIEPOLO, G. Causa naturais. *In*: RAMBALDI, D.; OLIVEIRA, D.A.S. (org.). **Fragmentação de ecossistemas**: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/FNMA/PROBIO-PRONABIO, v.1, p.43-63, 2003.
- CORRÊA, B.S.; VAN DEN BERG, E. Estudo da dinâmica da população de *Xylopia brasiliensis* Sprengel em relação a parâmetros populacionais e da comunidade em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. **Cerne**, v.8, n.1, p.1-12, 2002.
- CROW, T.R. A Rainforest Chronicle: A 30-Year Record of Change in Structure and Composition at El Verde, Puerto Rico. **Biotropica**, v.12, n.1, p.42-55, 1980.
- CURTIS, J.T.; McINTOSH, R.P. The interrelation of certain analytic and synthetic phytosociological characters. **Ecology**, v.31, p.434-455, 1950.
- D'ANGELO, S.A.; ANDRADE, A.C.S.; LAURANCE, S.G.; LAURANCE, W.F.; MESQUITA, R.C.G. Inferred causes of tree mortality in fragmented and intact Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology**, v.20, p.243-246, 2000.
- DENSLOW, J.S. Disturbance and diversity in tropical rain forests: the density effect. **Ecological Applications**, v.5, p.962-968, 1995.
- DRUMMOND, G.M.; MARTINS, C.S.; MACHADO, A.B.M.; SEBAIO, F.A.; ANTONINI, Y. **Biodiversidade em Minas Gerais**: um atlas para sua conservação. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005. 222p.
- 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**, v.11, n.1, p.67-83, 1995.
- 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**, v.11, n.1, p.67-83, 1995.
- FURLEY, P.A.; PROCTOR, J.; RATTER, J.A. **Nature and dynamics of forest-savanna boundaries**. London: Chapman & Hall, 1992. 616p.
- GENTRY, A.H.; TERBORGH, J. Composition and dynamics of the Cosha Cashu 'mature' floodplain forest. *In*: GENTRY, A.H. (ed.). **Four Neotropical Rainforests**. New Haven: Yale University Press, 1990. p.542-564.
- HARTSHORN, G.S. An overview of neotropical forest dynamics. *In*: GENTRY, A.H. (ed.). **Four Neotropical Rainforests**. New Haven: Yale University Press, 1990. p.585-599.
- HIROTA, M.M. Monitoramento da cobertura da Mata Atlântica brasileira. *In*: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. (eds.). **Mata Atlântica**: biodiversidade, ameaças e perspectivas. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica / Conservação Internacional, 2005. 472p. p.60-65.
- HOPE, A.C.A.A. Simplified Monte Carlo significance test procedure. **Journal Royal Statistical Society**. Series B, v.30, p.582-598, 1968.
- HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Structure, dynamics and equilibrium status of old-growth forest on Barro Colorado Island. *In*: GENTRY, A.H. (ed.). **Four Neotropical Rainforests**. New Haven: Yale University Press, 1990. Cap.26, p.522-541.

- JONES, H.G. **Plants and microclimate**: a quantitative approach to environmental plant physiology. 2.ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1992. 428p.
- KAPOS, V.; CAMARGOS, J.L.C.; DANDE, G. Edge related changes in environment and plant response due to forest fragmentation in Central Amazonia. *In*: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. (eds.). **Tropical forest remnants**: ecology, management and conservation of fragmented communities. Chicago: University of Chicago Press, p.45-54, 1997.
- KAPOS, V.; GANADE, G.; MATSUI, E.; VICTORIA, R. L. Partial-derivative-c-13 as an indicator of edge effects in tropical rain-forest reserves. *Journal of Ecology*, v.81, n.3, p.425-432, 1993.
- KATTAN, G.H. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. *In*: GUARIGUATA, M.R.; KATTAN, G.H. (Org.). **Ecología y conservación de Bosques Neotropicales**. Cartago: Libro Universitario Regional, p.561-590, 2002. 692p.
- KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science**, v.4, n.1, p.77-86, 1994.
- LAURANCE, W.; OLIVEIRA, A.A.; LAURANCE, S.; CONDIT, R.; NASCIMENTO, H.; TORIN, A.S.; LOVEJOY, T.; ANDRADE, A.; D'ANGELO, S.; RIBEIRO, J.; DICK, C. Pervasive alteration of tree communities in undisturbed Amazonian forests. **Nature**, v.428, p.171-175, 2004.
- LAURANCE, W.F.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-DE-MERONA, J.M.; LAURANCE, S.G. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, v.79, n.6, p.2032-2040, 1998a.
- LAURANCE, W.F.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-DE-MERONA, J.M.; LAURANCE, S.G.; HUTCHINGS, R.W.; LOVEJOY, T.E. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. **Conservation Biology**, v.12, n.2, p.460-464, 1998b.
- LEWIS, S.L.; PHILLIPS, O.L.; SHEIL, D.; VINCETI, B.; BAKER, T.R.; BROWN, S.; GRAHAM, A.W.; HIGUCHI, N.; HILBERT, D.W.; LAURANCE, W.F.; LEJOLY, J.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; VARGAS, P.N.; SONKÉ, B.; SUPARDI, N.; TERBORGH, J.W.; MARTÍNEZ, R.V. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology**, v.92, p.929-944, 2004.
- LIEBERMAN, D., LIEBERMAN, M., PERALTA, R.; HARTSHORN, G.S. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, v.73, n.5, p.915-924, 1985.
- LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969–1982). *Journal of Tropical Ecology*, v.3, n.3, p.347-358, 1987.
- LOSSOS, E.C.; CTFS WORKING GROUP. The structure of tropical forests. *In*: LOSSOS, E.C.; LEIGH JR., E.G. (eds.). **Tropical forest diversity and dynamism**: finding from a large-scale plot network. Chicago: The University of Chicago Press, p.69-78, 2004. 645p.
- MAGURRAN, E.A. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, 1988.
- MATLACK, G.R. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. **Biological Conservation**, v.66, p.185-194, 1993.

- MCCUNE, B.; MEFFORD, M.J. **PC-ORD version 4.0.**: multivariate analysis of ecological data, Users guide. Glaneden Beach: MjM Software Design, 1999.
- MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOUREX, J.; FONSECA, G.A.B. Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Washington: CEMEX, 2004.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, G.H. **Aims and methods of vegetation ecology.** New York: Willey & Sons, 1974.
- MURCIA, C. Edges effects in fragmented forest: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v.10, n.1, p.58-62, 1995.
- OLDEMAN, R.A.A. Dynamics in tropical rain forests. *In*: HOLM-NIELSEN, L.B. (ed.). **Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity.** London: Academic Press, 1989. 380p.
- OLIFIERS, N.; CERQUEIRA, R. Fragmentação de habitat: efeitos históricos e ecológicos. *In*: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S. **Biologia da conservação: essências (org.).** São Carlos: Rima, cap.11, p.261-279, 2006.
- OLIVEIRA FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v.32, n.4b, p.793-810, 2000.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. **Classificação das Fitofisionomias da América do Sul extra-Andina:** proposta de um novo sistema – prático e flexível – ou uma injeção a mais de caos? [Online] 15 de janeiro de 2008. <http://www.treetlan.dcf.ufla.br/classificacao.htm>
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CARVALHO, D.A.; FONTES, M.A.L.; VAN DEN BERG, E.; CURI, N.; CARVALHO, W.A.C. Variações estruturais do compartimento arbóreo de uma floresta semidecídua alto-montana na chapada das Perdizes, Carrancas, MG. *Revista Brasileira de Botânica*, v.27, n.2, p.291-309, 2004.
- 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**, v.131, n1, p.45-66, 1997.
- 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**, v.131, n.1, p.45-66, 1997.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VILELA, E.A.; CARVALHO, D.A.; GAVILANES, M.L. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v.10, n.4, p.483-508, 1994a.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VILELA, E.A.; CARVALHO, D.A.; GAVILANES, M.L. Differentiation of streamside and upland vegetation in an area of montane semideciduous forest in southeastern Brazil. **Flora**, v.189, n.4, p.287-305, 1994b.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VILELA, E.A.; GAVILANES, M.L.; CARVALHO, D.A. Effect of flooding regime and understory bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in Southeastern Brazil. **Vegetatio**, v.113, n.2, p.99-124, 1994c.

- OLIVEIRA-FILHO, A.T; CARVALHO, W.A.C.; MACHADO, E.L.M.; HIGUCHI, P.; APPOLINÁRIO, V.; CASTRO, G.C.; SILVA, A.C.; SANTOS, R.M.; BORGES, L.F.; CORRÊA, B.S.; ALVES, J.M. 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**, v.30, n.1, p.149-161, 2007.
- PALMER, M.W. Estimating species richness: the second order jackknife reconsidered. **Ecology**, v.72, p.1512-1513, 1991.
- PEREIRA, J.A.A. **Efeito dos impactos ambientais e da heterogeneidade ambiental sobre a diversidade e estrutura da comunidade arbórea de 20 fragmentos de florestas semidecíduas da região do Alto Rio Grande, MG**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2003 (Tese - Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre).
- PHILLIPS, O.L. Long-term environmental change in tropical forests: increasing tree turnover. **Environmental Conservation**, v.23, n.3, p.235-248, 1996.
- PHILLIPS, O.L.; BAKER, T.R.; ARROYO, L.; HIGUCHI, N.; KILLEEN, T.J.; LAURANCE, W.F.; LEWIS, S.L.; LLOYD, J.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; NEILL, D.A.; NÚÑEZ VARGAS, P.; SILVA, J.N.M.; TERBORGH, J.; VÁSQUEZ MARTÍNEZ, R.; ALEXIADES, M.; ALMEIDA, S.; BROWN, S.; CHAVE, J.; COMISKEY, J.A.; CZIMCZIK, C.I.; DI FIORE, A.; ERWIN, T.; KUEBLER, C. LAURANCE, S.G.; NASCIMENTO, H.E.M.; OLIVIER, J.; PALACIOS, W.; PATIÑO, S.; PITMAN, N.C.A.; QUESADA, C.A.; SALDIAS, M.; TORRES LEZAMA, A.; VINCETI, B. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976–2001. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London: series B**, v.359, n.1443, p.381-407, 2004.
- PHILLIPS, O.L.; GENTRY, A.H. Increasing turnover through time in tropical forests. **Science**, v.263, n.5149, p.954-958, 1994.
- PHILLIPS, O.L.; SHEIL D. Forest turnover, diversity and CO₂. **Trends in Ecology and Evolution**, v.12, n.10, p.404, 1997.
- PINTO, J.R.R.; HAY, J.D.V. Mudanças florísticas e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.28, n.3, p.523-539, 2005.
- RANKIN DE MERONA, J.M.; HUTCHINGS, H.R.W.; LOVEJOY, T.E. Tree mortality and recruitment over a five-year period in the undisturbed upland rainforest of the central Amazon. In: GENTRY, A.H. (ed.). **Four Neotropical Rainforests**. New Haven: Yale University Press, 1990. p.573-584.
- SALDARRIAGA, J.G.; WEST, D.C.; THARP, M.L.; YHL, C. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia e Venezuela. **Journal of Ecology**, n.76, p.938-958, 1988.
- SHEIL, D. Evaluating turnover in tropical forests. **Science**, v.268, n.5212, p.894-895, 1995.
- SHEIL, D., BURSLEM, D.F.R.P.; ALDER, D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology**, v.83, n.2, p.331-333, 1995.
- SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Bundongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v.16, n.1, p.765-800, 2000.

- SMITH, E.P.; VAN BALLE, G. Nonparametric estimation of species richness. **Biometrics**, v.40, p.119-129, 1984.
- STEPHENSON, N.L.; VAN MANTGEM, P.J. Forest turnover rates follow global and regional patterns of productivity. **Ecology Letters**, v.8, p.524-531, 2005.
- SWAINE, M.D.; HALL, J.B. The mosaic theory of forest regeneration and the determination of forest composition in Ghana. **Journal of Tropical Ecology**, v.4, n.3, p.253-269, 1988.
- SWAINE, M.D.; LIEBERMAN, D; PUTZ, F.E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, v.3, n.4, p.359-366, 1987.
- SWAINE, M.D.; WHITMORE, T.C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, v.75, n.1-2, p.81-86, 1988.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo - Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v.59, n.2, p.239-250, 1999.
- TER BRAAK, C.J.F. Ordination. In: JONGMAN, R.H.G.; ter BRAAK, C.J.F.; van TONGEREN, O.F.R. (eds.). **Data analysis in community and landscape ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, p.91-173, 1995.
- TER BRAAK, C.J.F. The analysis of vegetation-environment relationship by canonical correspondence analysis. **Vegetatio**, v.69, p.69-77, 1987.
- VAN DEN BERG, E.. **Variáveis ambientais e a dinâmica estrutural e populacional de uma floresta de galeria em Itutinga, MG**. Campinas: Universidade Estadual de Campinas, 2001 (Tese – Doutorado em Biologia Vegetal).
- VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991.
- WEAVER, P.L. The Colorado and Dwarf Forests of Puerto Rico's Luquillo Mountains. In: LUGO, A.E.; LOWE, C. (eds.). **Tropical forests: management and ecology**. New York: Springer-Verlag, 1995. p.109-141. (Série Ecological Studies, v.112).
- WEBSTER, G.L. The panorama of Neotropical Cloud Forests. In: CHURCHILL, S.P.; BALSLEV, H.; FORERO, E.; LUTEYN, J.L. (eds.). **Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests**. In: NEOTROPICAL MONTANE FOREST BIODIVERSITY AND CONSERVATION SYMPOSIUM, 1, New York, 1993. **Proceedings**.. New York: The New York Botanical Garden, 1995. p.53-77.
- WEBSTER, G.L. The panorama of Neotropical Cloud Forests. In: CHURCHILL, S.P.; BALSLEV, H.; FORERO, E.; LUTEYN, J.L. (eds.). **Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests**. In: NEOTROPICAL MONTANE FOREST BIODIVERSITY AND CONSERVATION SYMPOSIUM, 1, New York, 1993. **Proceedings**... New York: The New York Botanical Garden, 1995. p.53-77.
- WERNECK, M.S. ; FRANCESCHINELLI, E.V. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, n.174, p.337-346, 2004.
- WERNECK, M.S., FRANCESCHINELLI, E.V.; TAMEIRÃO-NETO, E. Mudança na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de 4 anos (1994-1998), na região do triângulo Mineiro, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v.23, n.4, p.401-413, 2000.

- WERNER, P.A. **Savanna ecology and management, Australian perspectives and intercontinental comparisons**. London: Blackwell. 1991.
- WHITMORE, T.C. **Tropical rain forest of the far east**. Oxford: Oxford University Press, 1984. 352p.
- WILLIAMS-LINERA, G. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *Journal of Ecology*, v.78, p.356-373, 1990.
- ZAR, J.H. 1996. **Biostatistical analysis**. Prentice-Hall, New Jersey.