



JULIANA BALDAÇARA

**DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA EM
UM GRADIENTE ENTRE MATA PALUDOSA E
DE ENCOSTA EM COQUEIRAL, MINAS
GERAIS**

LAVRAS - MG

2011

JULIANA BALDAÇARA

**DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA EM UM GRADIENTE
ENTRE MATA PALUDOSA E DE ENCOSTA EM COQUEIRAL, MINAS
GERAIS**

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

Orientador
Dr. Marco Aurélio Leite Fontes

LAVRAS - MG

2010

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

Baldaçara, Juliana.

Dinâmica da comunidade arbórea em um gradiente entre mata
paludosa e de encosta em Coqueiral, Minas Gerais / Juliana

Baldaçara. – Lavras: UFLA, 2010.

53 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2010.

Orientador: Marco Aurélio Leite Fontes.

Bibliografia.

1. Floresta paludosa. 2. Florestas tropicais. 3. Dinâmica florestal.
4. Ecologia florestal. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 574.52642

JULIANA BALDAÇARA

**DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA EM UM GRADIENTE
ENTRE MATA PALUDOSA E DE ENCOSTA EM COQUEIRAL, MINAS
GERAIS**

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

APROVADA em 30 de julho de 2010.

Dr. Rubens Manoel dos Santos UFLA

Dra. Gislene Carvalho de Castro UFSJ

Dr. Marco Aurélio Leite Fontes
Orientador

LAVRAS - MG

2010

Aos amigos, que trouxeram luz e sabedoria, Caldeira
e Guetti, dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, Clélia e José Carlos, por proporcionarem a realização deste sonho, pelo amor e esforço de cada dia, pela confiança depositada em mim. Devo tudo a vocês. Aos meus queridos irmãos, Carlos e Leonardo, pelo exemplo de determinação e disciplina. Apesar de estarmos tão longe, vocês estão sempre em meus pensamentos. A minha filha, Ana Lucia, por ser essa criança linda e me ajudar em todos os momentos, sendo minha pequena companheira. Aos meus familiares, que estiveram presentes e compartilharam todos os momentos dessa jornada comigo, em especial às minhas cunhadas e irmãs de coração, Raquel e Elo, Vó Norma e tio Davi.

Ao meu orientador, Marco Aurélio Leite Fontes, pela oportunidade, confiança, amizade, dedicação e pelas orientações que foram essenciais para o meu crescimento. Ao professor e coordenador José Marcio Rocha Faria, pela orientação e compreensão. Ao professor José Aldo Alves Pereira, com todo meu respeito e admiração. Aos professores Ary Teixeira de Oliveira Filho, Edvaldo Aparecido Amaral da Silva, Gislene Carvalho de Castro, Rubens Manoel dos Santos e Soraya Alvarenga Botelho, pelo apoio, atenção e incentivo. Às secretárias do Departamento de Ciências Florestais, Pri, Rose, Chica, Thaisa e Terezinha, sempre atendendo com disposição e carinho.

Aos meus amigos de todas as horas, Becka, Henrique, Estelinha, Mariana, Vania, João Paulo e Helaine. Um agradecimento especial aos meninos da Babilônia, Carlos, Giancarlo, Rafael e Julio. Ao companheiro e amigo, Marcos Sandino, por estar sempre ao meu lado e iluminar os meus dias. Aos colegas de mestrado: Mari, Pri, Selma, Georgia, Patricia, Lu, Rosangela, Carol e Hisaias.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa.

RESUMO

Apesar de alguns estudos em fitossociologia serem encontrados para as florestas paludosas, o conhecimento sobre a dinâmica dessas formações ainda é limitado. Em uma floresta madura, teoricamente haveria um equilíbrio entre suas taxas de mortalidade e recrutamento e entre as taxas de perda e ganho em área basal e ou biomassa viva. Em contrapartida, as inundações saturam hidricamente os solos, causando restrições ao desenvolvimento de espécies arbóreas. Portanto, espera-se que as formações ciliares sofram menores mudanças estruturais ao longo do tempo comparadas a outras florestas que não têm esse evento. Este trabalho teve como objetivo analisar a dinâmica da comunidade arbórea de um fragmento florestal que apresenta um *continuum* entre Floresta Paludosa e Floresta Estacional Semidecidual na região do alto rio Grande, no município de Coqueiral, em Minas Gerais, Brasil. Partiu-se da hipótese de que a comunidade arbórea estudada apresenta uma dinâmica onde mortalidade e recrutamento, assim como perda e ganho em área basal encontram-se equilibrados. Porém, com uma dinâmica caracterizada por uma rotatividade mais baixa no ambiente paludoso, devido às limitações ambientais impostas ao crescimento vegetal. Os dados foram coletados em 25 parcelas de 20 × 20 m, distribuídas sistematicamente em 6 transeções, distantes 20 m entre si, dispostas da margem do lago até a borda da mata. No ano de 2002, foram amostrados todos os indivíduos arbóreos com DAP > 5 cm. Coletaram-se para cada indivíduo, sua identificação botânica, altura e DAP. Em 2007, foram registrados os indivíduos mortos, remensurados os sobreviventes e mensurados e identificados os indivíduos recrutados com DAP > 5 cm. Foram calculadas as taxas de mortalidade e recrutamento, ganho e perda em área basal e rotatividade para cada parcela, para a área total e para os ambientes de encosta e paludoso separadamente. Foi observado que as taxas de dinâmica não diferiram entre os ambientes de encosta, paludoso e amostra total, pelo teste de Kruskal-Wallis, seguido de Dunn, ao nível de 5% de significância. Porém, A taxa de mortalidade (3,79%.ano⁻¹) foi superior à taxa de recrutamento (1,63%.ano⁻¹) na área de encosta, refletindo em uma maior taxa de mortalidade para a área total. Já as taxas de ganho e perda, pelo teste não paramétrico Mann-Whitney, não foram estatisticamente diferentes entre si. Os resultados contrariam a hipótese de que áreas inundáveis possuem dinâmica mais lenta do que áreas secas. Como as matas paludosas são constituídas de espécies adaptadas aos limites impostos pela saturação hídrica, para as matas paludosas não deve ser esperada uma dinâmica influenciada pelas limitações da água ao crescimento dos indivíduos, mais uma vez indicando a adaptação dessa comunidade arbórea ao ambiente paludoso. O padrão observado no fragmento foi de instabilidade, tanto em número quanto em área basal, para a amostra total, devido à área de encosta, e de estabilidade, porém alta rotatividade, no ambiente paludoso. Sugere-se que a floresta paludosa

seja mais resistente aos impactos da fragmentação, por se tratar de um ambiente de área naturalmente restrita; e sendo constituída por espécies adaptadas à saturação hídrica, não compõe um ambiente de dinâmica florestal diferenciada.

Palavras-chave: Dinâmica Florestal. Mata Paludosa. Floresta Tropical.

ABSTRACT

The goal of this study was to analyze the dynamics of the tree community of a forestry fragment which presents a *continuum* between a swamp forest and a semi-deciduous seasonal forest in the region of the upper Rio Grande, in the municipality of Coqueiral, in Minas Gerais, Brazil. The structural changes that occurred in a span of 5 years (2002 to 2007) and the mortality, recruitment and growth rates were observed and analyzed to assess whether these variables are different in the swamp environment. The starting hypothesis was that the tree community presents a dynamic where mortality and recruitment, as well as loss and gain in basal area are balanced however, considering a dynamic characterized by lower turnover in the swamp environment due to environmental constraints imposed on plant growth. The data were collected in 25 plots of 20 × 20 m, systematically distributed in 6 transects which were 20 m apart from each other and located from the lakeside to the edge of the forest. All trees with DBH \geq 5 cm (diameter at breast height) were sampled in 2002. Species identification, height and DAP measurements were recorded for each tree. In 2007, the death of trees were recorded, survivors and newly recruited trees presenting DBH \geq 5 cm were identified and measured. The mortality and recruitment rates, gain and loss in basal area and rotation in each plot, in the whole area and in the swamp and hillside environments were calculated separately. A pattern of instability was observed in the fragment for the total sample, both in number and in the basal area due to the characteristics of the hillside, and a pattern of stability, however with high rotation rates, was observed in the swamped environment. It is suggested that the swamp forest is more resistant to impacts from fragmentation because it is an environmental area naturally restricted and composed of species adapted to water saturation and not composed of a differentiated dynamic forest environment.

Keywords: Forest dynamics. Swamp forest. Tropical forest.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	OBJETIVO	15
3	HIPÓTESE	15
4	MATERIAL E MÉTODOS	17
4.1	Caracterização da área de estudo	17
4.2	Caracterização dos inventários da comunidade arbórea	20
4.3	Análise das mudanças estruturais na comunidade	21
4.4	Análise da dinâmica da comunidade geral e por ambientes	23
5	RESULTADOS	26
6	DISCUSSÃO	41
7	CONCLUSÃO	46
	REFERÊNCIAS	47

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica constitui um dos 34 *hotspots* mundiais de biodiversidade, assim considerada não apenas pela elevada riqueza de espécies e endemismos, mas também pelo alto grau de degradação, reduzida a cerca de 7% de sua extensão original. Nesse contexto, é uma das prioridades de conservação da biodiversidade em todo o mundo (MITTERMEIER et al., 2004; MYERS et al., 2000).

O alto grau de interferência na Mata Atlântica é conhecido desde o início da colonização europeia, com a ocupação dos primeiros espaços territoriais próximos à região costeira e a exploração do pau-brasil, entre outras espécies utilizadas como matéria-prima. Após os impactos dos diferentes ciclos de exploração, como o do ouro, o da cana-de-açúcar e, posteriormente, o do café, surgiram novos ciclos econômicos, de desenvolvimento e de integração nacional. Instalou-se de vez um processo de industrialização e, conseqüentemente, de urbanização, com as principais cidades e metrópoles brasileiras assentadas hoje na área originalmente ocupada pela Mata Atlântica, que fizeram com que sua vegetação natural fosse reduzida drasticamente (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE, 2009; MITTERMEIER et al., 2004).

A dinâmica da destruição foi mais acentuada nas últimas três décadas, principalmente pela mineração, agricultura e pecuária, resultando em alterações severas para os ecossistemas pela alta fragmentação do hábitat e perda de sua biodiversidade. Como resultado, quase todos os vales e terras baixas são agora culturas e pastos e os fragmentos florestais existentes estão restritos a encostas íngremes e topos de montanhas (HIGUCHI et al., 2008a; TABARELLI et al., 2005), tornando a Mata Atlântica um dos conjuntos de ecossistemas mais ameaçados de extinção (INPE, 2009).

Alguns estudos têm demonstrado que, em fragmentos de florestas tropicais, as perturbações, sejam naturais ou antrópicas, e os efeitos de borda são críticos na determinação da dinâmica das comunidades arbóreas, alterando a disponibilidade de recursos e levando a um incremento diferencial nas taxas de mortalidade e recrutamento de algumas espécies (HIGUCHI et al., 2008a). Grandes perturbações, como a fragmentação florestal, certamente têm um efeito negativo drástico na diversidade da comunidade arbórea (OLIVEIRA FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999).

Muitos estudos têm indicado que a estrutura e a dinâmica da comunidade arbórea em fragmentos florestais podem ser consideravelmente alteradas, particularmente perto das bordas recentemente criadas, onde mudanças do microclima, como regime de luz e balanço hídrico, podem desencadear mudanças biológicas drásticas (OLIVEIRA FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997).

Entre as questões mais importantes envolvendo as mudanças nas comunidades arbóreas tropicais após fragmentação estão a variação espacial e temporal das taxas de dinâmica e as diferentes respostas das espécies arbóreas, constituindo informações que podem ajudar a prever cenários futuros (HIGUCHI et al., 2008a). Grande parte dessas florestas está diretamente ligada à manutenção da quantidade e da qualidade das águas, destacando-se, assim, a importância das matas ciliares em suas variadas tipologias, constituindo formações historicamente sob forte pressão antrópica.

Rodrigues (2000) apresenta ampla discussão sobre a nomenclatura das formações ciliares e define como formações paludosas aquelas que ocorrem em solos permanentemente encharcados, naturalmente isoladas (à semelhança dos fragmentos), com características vegetacionais comuns entre elas e identificadoras do ambiente. Vivem nesses ambientes as plantas paludícolas, com características próprias, com ocorrência determinada pela presença da água

no solo e não claramente correlacionada com as características das regiões de origem ou do entorno.

Os rios são um importante meio de perturbação das florestas tropicais (LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1987), tanto pela variação do regime hídrico quanto pela sua mudança de curso. Podem manter uma instabilidade constante e reorganização das comunidades de plantas nas planícies de inundação, como resultado da forte influência da movimentação de água e sedimentos no estabelecimento, crescimento e reprodução de diferentes grupos de espécies. Enchentes longas ou que trazem grande quantidade de sedimentos frequentemente resultam no estabelecimento de comunidades de plantas pobres em espécies. Isso é frequentemente caracterizado pela dominância de espécies de rápido crescimento e exigentes de luz que geralmente são adaptadas a solos anóxicos e com rápida deposição de sedimentos, como *Salix*, *Inga* e *Croton*, por exemplo (GUILHERME et al., 2004). Florestas de várzea mais ricas em espécies se desenvolvem em solos mais estáveis, onde as enchentes são menores ou com menos sedimentação. Não obstante, enchentes não frequentes, porém catastróficas, podem causar um efeito considerável na estrutura da comunidade de plantas de florestas ribeirinhas (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA FILHO; GUILHERME, 2005).

Em florestas paludosas, o tempo de encharcamento do solo influencia a seletividade de espécies, em função de sua tolerância à umidade (JOLY, 1991). As espécies de rápido crescimento (iniciais na sucessão) que conseguem se estabelecer mais rapidamente podem ser favorecidas, principalmente aquelas com dispersão pós-enchente. A dinâmica e a colonização dessas faixas florestais paralelas ao curso d'água dependem também da ocorrência de remanescentes naturais na bacia hidrográfica em questão, principalmente a montante, pois alguns dos propágulos são trazidos de longas distâncias para as florestas ciliares. Sendo a inundação um instrumento natural de perturbação, provoca uma

seletividade de espécies, com aumento na mortalidade de indivíduos nesses trechos, favorecendo os grupos mais iniciais de sucessão, assim como um banco de sementes temporário na faixa ciliar pode favorecer espécies agressivas e de rápido crescimento (que suportam o efeito das enchentes), espécies dispersas pela própria água ou espécies que têm a dispersão de propágulos concentradas no período pós-enchente (RODRIGUES; SHEPHERD, 2000). Silva et al. (2007), comparando a riqueza de espécies de florestas aluviais e paludosas, numa escala regional, encontraram menor riqueza nas paludosas.

Espécies arbóreas adaptadas ao alagamento apresentam algumas adaptações morfofisiológicas, como o fechamento estomático e a deciduidade total ou parcial das folhas, por exemplo, que evita a perda de água, reduzindo a absorção de compostos potencialmente tóxicos difundidos no ambiente alagado, como o ferro e o manganês (ALMEIDA; AMARAL; SILVA, 2004; LOBO; JOLY, 2000). Esses eventos podem contribuir para que a taxa fotossintética diminua (KOLB et al., 1998), causando a redução do crescimento de alguns órgãos, pois o indivíduo economiza energia e mantém o funcionamento mínimo do metabolismo nas regiões mais afetadas por hipoxia (ARMSTRONG; BRAENDLE; JACKSON, 1994; WIEDENROTH, 1993).

Mas, para que a espécie seja classificada como tolerante à inundação, ela deve manter ou incrementar o peso seco da parte aérea, mesmo quando submetida a um estresse hídrico por períodos comparáveis ao do seu hábitat alagável (LOBO; JOLY, 2000). As espécies preferenciais de ambientes paludosos possuem muitas adaptações morfofisiológicas além das citadas acima, mas várias também ocorrem em ambientes secos, em menores densidades e, quando em ambientes alagados, possuem maior competitividade, formando um ambiente específico com as espécies tolerantes dominando em densidade (RODRIGUES, 2000; SILVA et al., 2007).

Conhecer a dinâmica dos remanescentes florestais é fundamental para que se possam traçar estratégias de conservação e restauração dessas áreas. Alguns parâmetros podem ser alterados com a fragmentação florestal, como mortalidade e recrutamento, flutuação de populações, extinção de espécies e taxas de rotatividade e, apesar de alguns dos processos ambientais continuarem estáveis ou até mesmo diminuírem, a maioria dos processos ecológicos vai ser hiperdinâmica, ou seja, a dinâmica vai aumentar com a fragmentação florestal (LAURANCE, 2002). E a forma mais adequada de se entender o desenvolvimento de uma floresta é monitorá-la sistematicamente e por longos períodos, por meio da instalação e da medição de parcelas permanentes (SCHAAF et al., 2006).

Monitoramentos a longo prazo da dinâmica de comunidades arbóreas, obtidos pela remediação de parcelas amostrais permanentes, foram realizados em Florestas Estacionais Semidecíduais, em Minas Gerais (CHAGAS et al., 2001; HIGUCHI et al., 2008b; OLIVEIRA FILHO et al., 2007), ou em florestas ripárias tropicais (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA FILHO; GUILHERME, 2005; BERG, 2001; BERTANI et al., 2001; DAMASCENO-JUNIOR et al., 2004; GUILHERME et al., 2004; GUIMARÃES et al., 2008; PINTO; HAY, 2005). Para florestas paludosas, apesar de alguns trabalhos em fitossociologia serem encontrados (DORNELES; WAECHTER, 2004; LOURES et al., 2007; SILVA et al., 2007; TEIXEIRA; ASSIS, 2005; TONIATO; LEITÃO FILHO; RODRIGUES, 1998), estudos de sua dinâmica ainda são raros (LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1987). O conhecimento da dinâmica dessas formações florestais é fundamental para que se possam traçar estratégias de recuperação e preservação desses ecossistemas.

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 (FELFILI, 1995; LIEBERMAN et al., 1985;

MERONA; HUTCHINGS; LOVEJOY, 1990; SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987). Em contrapartida, as inundações saturam hidricamente os solos, causando restrições ao desenvolvimento de espécies arbóreas (BARDDAL et al., 2004; LOBO; JOLY, 2000).

Portanto, espera-se que as formações ciliares sofram menores mudanças estruturais ao longo do tempo, comparadas a outras florestas que não têm esse evento e que essa formação sofra mudanças estruturais diferenciadas no sentido paludosa-encosta, visto que a intensidade luminosa difere entre os setores. Além disso, que os efeitos de sedimentação e estresse hídrico ocasionado pelas cheias sazonais também variem ao longo da floresta, refletindo variação espacial da dinâmica florestal (BERG; SANTOS, 2003; GUIMARÃES et al., 2008) para florestas de galeria.

2 OBJETIVO

Objetivou-se analisar a dinâmica da comunidade arbórea de um fragmento florestal que apresenta um *continuum* entre Floresta Paludosa e Floresta Estacional Semidecidual, na região do alto rio Grande, no município de Coqueiral, em Minas Gerais, Brasil, por meio das mudanças estruturais ocorridas em um intervalo de cinco anos e de suas taxas de mortalidade, recrutamento e crescimento, avaliando se essas variáveis se diferem no ambiente paludoso.

3 HIPÓTESE

Neste trabalho, partiu-se da hipótese de que a comunidade arbórea estudada apresenta uma dinâmica em que mortalidade e recrutamento, assim como perda e ganho em área basal, encontram-se equilibrados, porém, com uma

dinâmica caracterizada por uma rotatividade mais baixa no ambiente paludoso, devido às limitações ambientais impostas ao crescimento vegetal.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização da área de estudo

A área estudada localiza-se no município de Coqueiral, ao sul do estado de Minas Gerais (Figura 1) e ocupa cerca de 10 ha. O fragmento insere-se no domínio da Mata Atlântica (OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2000) e constitui-se de um *continuum* entre Floresta Estacional Semidecidual Montana (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991) e floresta estacional semidecidual ribeirinha com influência fluvial permanente (RODRIGUES, 2000), que serão designados doravante e respectivamente como habitats de encosta e paludoso. Está situado na Fazenda Lagoa, à altitude de 810 a 840 m, nas coordenadas geográficas aproximadas de 21°09'19"S e 45°28'17"W, às margens de uma lagoa natural cujas águas fluem para o rio Marimbondo, afluente da represa de Furnas. Essa lagoa encontra-se em aparente processo de eutrofização, tendo sido ocupada quase totalmente por taboa (*Typha angustifolia* L.) e salvinia (*Salvinia auriculata* Aubl.), o que pode ser explicado pelo escoamento de terras agrícolas que ocupam parte de suas encostas e ou por um processo de assoreamento provocado pela abertura de uma estrada em porção do terreno superior à mata (ROCHA, 2003). O clima da região é do tipo Cwb de Köppen, com verão úmido e inverno seco. As médias anuais de temperatura e precipitação são de 19,3°C e 1.517 mm, respectivamente, de acordo com os dados da Estação Meteorológica da Universidade Federal de Lavras, que é a mais próxima.



Figura 1 Situação geográfica do município de Coqueiral, no estado de Minas Gerais, Brasil (A) e imagem de satélite do fragmento florestal estudado às margens de uma lagoa natural, ao norte da floresta (B). Fonte: Google Earth, outubro de 2010

O fragmento é circundado, além da lagoa ao norte, por pastagens a leste e a oeste e uma estrada ao sul. Relatos dos proprietários e de antigos conhecedores da área falam de coletas seletivas de espécies madeireiras há cerca de 40 anos, da não ocorrência de cortes rasos e da ausência de exploração recente. Coerentemente, não se encontram na área sinais de retiradas de madeira, apesar de existir grande número de árvores de porte e forma comercialmente atraentes. Além disso, a floresta é parcialmente cercada, não havendo sinais de entrada de gado, porém, é utilizada para caça e apresenta vestígios de incêndios em sua borda noroeste (ROCHA et al., 2005).

Os solos presentes são classificados como Cambissolos Háplicos Tb Distróficos gleicos (CXbd gleico), Cambissolos Háplicos Ta Eutróficos gleicos (CXve gleico), Cambissolos Háplicos Ta Eutróficos típicos (CXve típico), Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos típicos (LVAd), Latossolos Vermelhos Eutróficos típicos (LVe), Latossolos Vermelhos Distróficos típicos (LVd). Os dois primeiros referem-se ao hábitat paludoso, onde a área é muito mal drenada, em nível topográfico inferior e com permanente afloramento do lençol freático (parcelas 1, 6, 11, 14, 21, 22, 23, 24 da Gráfico 1). Os demais solos correspondem ao hábitat encosta, nas áreas superiores do terreno, sendo bem drenados.

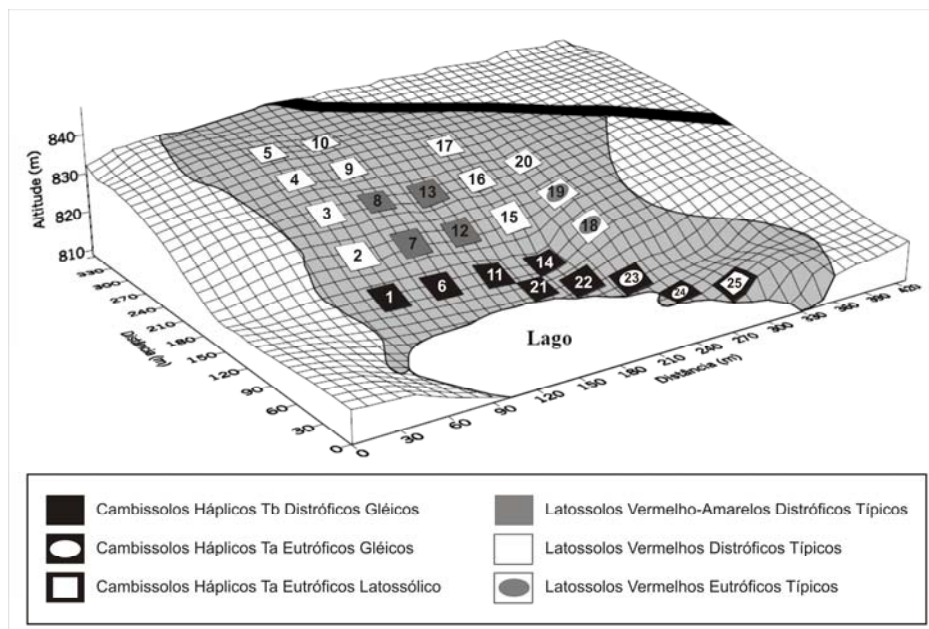


Gráfico 1 Grade de relevo com parcelas de 20×20 m em floresta ripária em Coqueiral, MG (o espaçamento entre linhas é igual a 10 m) e identificação das parcelas e classificação dos solos (a área paludosa corresponde às parcelas 1, 6, 11, 14, 21, 22, 23 e 24). Baseado em Rocha et al. (2005)

4.2 Caracterização dos inventários da comunidade arbórea

A floresta teve sua comunidade arbórea primeiramente levantada nos meses de maio e junho de 2002 e descrita por Rocha et al. (2005). Foi amostrado 1 ha, com o uso de 20 parcelas de 400 m² (20×20 m), distribuídas sistematicamente em 5 transeções (1 a 5, 6 a 10, 11 a 13, 14 a 17, 18 a 20, conforme Gráfico 1) dispostas da margem do lago até a borda da mata, sendo a distância entre parcelas e transeções de 20 m. Uma sexta transeção (21 a 25), composta por 5 parcelas, foi alocada nas porções mais baixas do terreno, onde ocorre o afloramento permanente do lençol freático. Nesse local, as distâncias entre parcelas foram menores e variáveis, objetivando aumentar a amostragem

de espécies típicas do ambiente paludoso. Foram registrados todos os indivíduos com circunferência à altura do peito (CAP, a 1,30 m de altura) $\geq 15,7$ cm, correspondente a um diâmetro à altura do peito (DAP) de 5 cm. 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. Indivíduos bifurcados abaixo de 1,30 m foram incluídos quando a área basal total dos caules correspondia ao mínimo estipulado.

Para este estudo, executou-se um segundo levantamento em 2007, perfazendo uma diferença temporal média, na reamostragem das parcelas, de 5,26 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, 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.

4.3 Análise das mudanças estruturais na comunidade

Os parâmetros fitossociológicos utilizados para descrever a floresta e calculados por espécie foram: densidade absoluta e relativa, frequência absoluta e relativa, dominância absoluta e relativa expressa pela área basal e valor de importância (MUELLER-BOMBOIS; ELLENBERG, 1974). A diversidade foi avaliada pelos índices de Shannon e de equabilidade de Pielou (BROWER; ZAR, 1984). Esses parâmetros foram calculados para os levantamentos em 2002 e 2007, para a amostra total e para os ambientes paludoso e de encosta separadamente.

Realizou-se a distribuição de frequência das árvores por classe de diâmetro, utilizando-se intervalos de classe de amplitudes crescentes (HUBBELL; FOSTER, 1990), para compensar a grande diminuição da densidade nas classes de tamanhos maiores, típica das florestas tropicais e conhecida como distribuição exponencial negativa (LOSSOS, 2004) ou em J-reverso, para a posterior avaliação de mudanças estruturais nos dois ambientes, paludoso e encosta, e na amostra total. As classes foram denominadas I ($5 \leq \text{DAP} < 10$ cm), II (10 a < 20 cm), III (20 a < 40 cm), IV (40 a < 80 cm), V (80 a < 160 cm) e VI (160 a < 320 cm). O número de árvores que permaneceram na classe, o de entrada (imigrantes + recrutas) e o de saída (emigrantes e mortas) foram contabilizados. As frequências esperadas para cada classe de diâmetro foram calculadas a partir das frequências dos indivíduos do primeiro levantamento, conforme a fórmula:

$$N_{\text{esperada}} = \left(\frac{N_{\text{oclasse}}}{N_{\text{total}}} \right) \times N_{\text{total}}$$

em que N_{esperada} é o número de indivíduos esperado por classe diamétrica; N_{oclasse} e N_{total} são, respectivamente, as contagens iniciais de árvores por classe diamétrica e N_{total} , a contagem final total de árvore para cada setor. Após essa etapa, foi verificado, utilizando-se o teste de qui-quadrado (χ^2), se as frequências observadas no segundo inventário foram diferentes dos valores esperados com base na distribuição diamétrica encontrada em 2002. Também foi aplicado o teste χ^2 para verificar se os valores encontrados para a entrada e a saída de indivíduos nas classes diamétricas, para a comunidade e para setores, foram estatisticamente diferentes (ZAR, 1974).

4.4 Análise da dinâmica da comunidade geral e por ambientes

Variáveis de dinâmica foram calculadas e expressas em número de indivíduos e em área basal das árvores, tanto para a amostra total como para os ambientes paludoso e de encosta, separadamente. Baseando-se em Sheil (1995), Sheil, Burslem e Alder (1995) e Sheil, Jennings e Savill (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:

$$m = 1 - \left(\frac{N_s}{N_0} \right)^{1/t},$$

$$r = 1 - \left(1 - \frac{N_R}{N_t} \right)^{1/t},$$

$$p = 1 - \left(\frac{AB_s}{AB_0} \right)^{1/t},$$

$$g = 1 - \left[1 - \frac{AB_R + (AB_{INC})}{AB_t} \right]^{1/t},$$

em que 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. A partir das médias das taxas de mortalidade e recrutamento e de perda e ganho, foram

calculadas as taxas de rotatividade anual (*turnover rate*) em número de árvores (T_N) e em área basal (T_{AB}), respectivamente, como indicadores da dinâmica da comunidade (PHILLIPS et al., 2004; PHILLIPS; GENTRY, 1994):

$$T_N = \frac{m + r}{2}$$

$$T_{AB} = \frac{p + g}{2}$$

Conforme Korning e Balslev (1994), foram obtidas as taxas de mudança líquida no período, tanto para número de árvores (ChN) como área basal (ChAB), sendo utilizadas as equações:

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

$$[Ch]_{AB} = \left[\left(\frac{[AB]_t}{[AB]_0} \right)^{1/t} - 1 \right] \times 100$$

As árvores não encontradas, assim como aquelas que decresceram para abaixo do DAP mínimo para inclusão na amostragem (5 cm), foram consideradas mortas. Para analisar as variações nas taxas de dinâmica entre as parcelas amostrais, foram realizadas análises de variância não paramétrica de Kruskal-Wallis, que é caracterizada como teste livre de distribuição (a distribuição teórica populacional dos dados não precisa ser estimada pelas médias ou variâncias amostrais para sua correta aplicação), seguido do teste de Dunn, em que são efetuadas comparações múltiplas envolvendo todos os pares de tratamentos (SOKAL; ROHLF, 1995; ZAR, 1974). Assim, consideraram-se os dois setores (paludoso e encosta) e os tipos de solo, sendo o nível de

significância adotado em todos os testes de $P \geq 0,05$. Compararam-se, por meio do teste não paramétrico Mann-Whitney, as taxas de mortalidade e recrutamento, assim como o ganho e a perda em área basal, tanto para a amostragem total quanto para os setores. A ferramenta utilizada para a obtenção dos testes de Kruskal-Wallis e Mann-Whitney foi o software Bioestat 4.0 (AYRES et al., 2007).

Avaliaram-se possíveis correlações entre variáveis ambientais e taxas de dinâmica da comunidade, por meio de regressão linear (SOKAL; ROHLF, 1995). Foram utilizadas as variáveis coletadas em 2002 e apresentadas por Rocha et al. (2005), por parcela: teores de P, K, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} e pH; índice de saturação de bases, matéria orgânica, teores de areia, silte e argila, cota (média dos vértices de cada parcela), desnível (diferença entre cotas máxima e mínima), margem (como uma variável que inclui umidade do solo, disponibilidade de luz e susceptibilidade a inundações) calculada como o comprimento linear da margem inserida em um círculo imaginário com raio de 100 m e origem no centro da parcela, medido entre os pontos de interseção encontrados, conforme Oliveira Filho, Mello e Scolforo (1997), adaptado por Souza et al. (2003) e borda (calculada pelo mesmo procedimento para margem). Verificou-se a correlação dessas com as taxas, por parcela, de mortalidade e recrutamento dos indivíduos, rotatividade e mudança em termos de números de indivíduos e área basal e taxas de perda e ganho em área basal.

5 RESULTADOS

A amostragem, nos dois levantamentos, totalizou 1.610 árvores, pertencentes a 163 espécies e 49 famílias botânicas. Entre os levantamentos, uma nova espécie surgiu na amostragem – *Swartzia apetala* Raddi (Fabaceae) –, enquanto 15 espécies foram excluídas. Dessas, encontraram-se, somente na área de encosta: *Annona cacans* Warm. (Annonaceae), *Casearia lasiophylla* Eichler (Salicaceae), *Inga striata* Benth. (Fabaceae), *Leandra scabra* DC. (Melastomataceae), *Machaerium brasiliense* Vogel (Fabaceae), *Myrsine gardneriana* A.DC. (Myrsinaceae), *Ocotea pulchella* Mart. (Lauraceae), *Seguiera langsdorffii* Moq. (Phytolaccaceae) e *Vernonanthura divaricata* (Spreng.) H.Rob. (Asteraceae).

Estavam presentes somente na área paludosa: *Calyptranthes widgreniana* O. Berg (Myrtaceae), *Citharexylum myrianthum* Cham. (Verbenaceae), *Miconia tristis* Spring (Melastomataceae), *Piper amalago* L. (Piperaceae) e *Vismia brasiliensis* Choisy. (Hypericaceae), enquanto *Piper arboreum* Aubl. (Piperaceae) ocorria nos dois ambientes.

Assim, a riqueza alterou-se de 163 para 149 espécies. O número de famílias também se alterou. As famílias Asteraceae, Hypericaceae, Phytolaccaceae e Verbenaceae foram excluídas da área amostrada, ocorrendo, assim, diminuição de 49 para 45 famílias. Algumas espécies foram excluídas de apenas um dos dois ambientes, como *Eugenia cerasiflora* Miq., *Rollinia laurifolia* Schltdl. e *Xylosma prockia* (Turcz.) Turcz., do ambiente paludoso e *Albizia polycephala* (Benth.) Killip ex Record, *Gutteria australis* A.St.-Hil. e *Platycyamus regnellii* Benth., do ambiente de encosta, todas de pequeno diâmetro (DAP < 12,1 cm) e representadas por apenas um indivíduo nos respectivos ambientes. Além da única espécie incluída em toda a área, o ambiente paludoso apresentou *Miconia cinerascens* Miq. e *Solanum cernuum* Vell., as quais já existiam no ambiente de encosta.

Tabela 1 Relação das espécies arbóreas que foram excluídas ou surgiram no segundo levantamento, realizado em 2007 (sendo o primeiro em 2002), amostradas em 25 parcelas de 20×20 m na Floresta Semidecidual com influência fluvial permanente, no município de Coqueiral, MG, com seus parâmetros fitossociológicos: N = número de indivíduos; DA = densidade absoluta em indivíduos.ha⁻¹; DR = densidade relativa em %; DoA = dominância absoluta em m³.ha⁻¹; DoR = dominância relativa em %; FA = frequência absoluta em %; FR = frequência relativa em %; VI = valor de importância em %; P = ambiente paludoso; E = ambiente de encosta

ESPÉCIES EXCLUÍDAS										
Ambiente	Espécie	Ambiente	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI
Paludoso	<i>Calypttranthes widgreniana</i>	P	1	3,125	0,171	0,003	0,028	1	0,461	0,659
Paludoso	<i>Citharexylum myrianthum</i>	P	2	6,250	0,342	0,013	0,117	1	0,461	0,919
Paludoso	<i>Eugenia cerasiflora</i>	P e E	1	3,125	0,171	0,004	0,036	1	0,461	0,668
Paludoso	<i>Miconia tristis</i>	P	1	3,125	0,171	0,002	0,018	1	0,461	0,649
Paludoso	<i>Piper amalago</i>	P	1	3,125	0,171	0,002	0,017	1	0,461	0,649
Paludoso	<i>Piper arboreum</i>	P e E	1	3,125	0,171	0,002	0,021	1	0,461	0,653
Paludoso	<i>Rollinia laurifolia</i>	P e E	1	3,125	0,171	0,004	0,030	1	0,461	0,662
Paludoso	<i>Vismia brasiliensis</i>	P	1	3,125	0,171	0,009	0,080	1	0,461	0,711
Paludoso	<i>Xylosma prockia</i>	P e E	1	3,125	0,171	0,011	0,099	1	0,461	0,731
Encosta	<i>Albizia polycephala</i>	P e E	1	1,471	0,111	0,010	0,039	1	0,292	0,442
Encosta	<i>Annona cacans</i>	E	1	1,471	0,111	0,027	0,108	1	0,292	0,511
Encosta	<i>Casearia lasiophylla</i>	E	1	1,471	0,111	0,004	0,015	1	0,292	0,418
Encosta	<i>Guatteria australis</i>	P e E	1	1,471	0,111	0,002	0,009	1	0,292	0,412
Encosta	<i>Inga striata</i>	E	1	1,471	0,111	0,048	0,195	1	0,292	0,598
Encosta	<i>Leandra scabra</i>	E	1	1,471	0,111	0,002	0,008	1	0,292	0,411
Encosta	<i>Machaerium brasiliense</i>	E	4	5,882	0,445	0,091	0,366	2	0,583	1,394
Encosta	<i>Myrsine gardneriana</i>	E	1	1,471	0,111	0,002	0,010	1	0,292	0,413
Encosta	<i>Ocotea pulchella</i>	E	1	1,471	0,111	0,016	0,064	1	0,292	0,467
Encosta	<i>Piper arboreum</i>	P e E	1	1,471	0,111	0,004	0,018	1	0,292	0,421
Encosta	<i>Platycyamus regnellii</i>	P e E	1	1,471	0,111	0,002	0,008	1	0,292	0,411
Encosta	<i>Seguiera langsdorffii</i>	E	2	2,941	0,223	0,016	0,063	2	0,583	0,869
Encosta	<i>Vernonanthura divaricata</i>	E	1	1,471	0,111	0,016	0,065	1	0,292	0,468

Tabela 1, conclusão

ESPÉCIES INCLUÍDAS										
Ambiente	Espécie	Ambiente	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI
Paludoso	<i>Miconia cinerascens</i>	E	1	3,125	0,178	0,003	0,025	1	0,490	0,693
Paludoso	<i>Swartzia apetala</i>	P	1	3,125	0,178	0,003	0,023	1	0,490	0,690
Paludoso	<i>Solanum cernuum</i>	E	2	6,250	0,355	0,008	0,073	1	0,490	0,918

Foram feitas atualizações nos nomes científicos de duas espécies apresentadas nos resultados do primeiro inventário (ROCHA et al., 2005): *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B. Sm. & Downs, antes *Actinostemon klotzschii* (Didr.) Pax e *Miconia willdenowii* Klotzsch ex Naudin, antes *Miconia argyrophylla* DC. As espécies estão classificadas nas famílias reconhecidas pelo sistema do Angiosperm Phylogeny Group (APG) (2003).

As famílias Cyatheaceae e Arecaceae foram excluídas dos cálculos das taxas de dinâmica em área basal porque não correspondem a famílias lenhosas, com crescimento cambial e, portanto, sem uma relação alométrica entre diâmetro e crescimento em biomassa. O número de espécies amostradas com um único indivíduo, consideradas como espécies raras (HARTSHORN, 1990), foi alto durante o período estudado, perfazendo, aproximadamente, 33% e 29% das espécies, em 2002 e 2007, respectivamente.

Os valores de densidade e a soma das frequências das espécies diminuíram por volta de 8% (1483 para 1362 indivíduos.ha⁻¹) e a área basal aumentou em 1,3% (36,34 para 36,81 m².ha⁻¹). Como se observa no Gráfico 2, o número de indivíduos diminuiu em 17 parcelas (mínimo 1 e máximo 23 indivíduos), aumentou em 7 (mínimo 1 e máximo 7) e permaneceu o mesmo em apenas uma parcela.

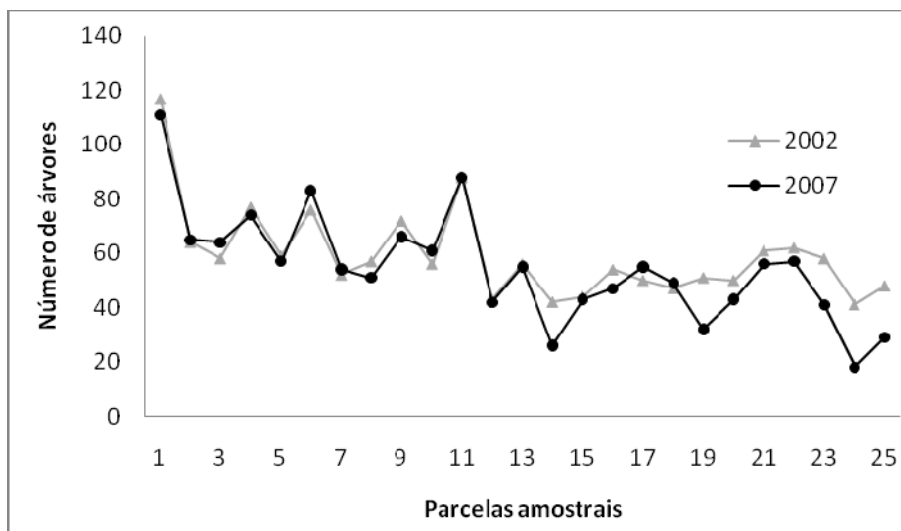


Gráfico 2 Comparação dos valores de densidade da comunidade arbórea, encontrados em 25 parcelas permanentes de 20×20 m, inventariadas nos anos de 2002 e 2007, em um contínuo entre floresta paludosa e estacional semidecidual no Município de Coqueiral, Minas Gerais. Observação: linhas ligando pontos apenas para facilitar a visualização das mudanças

Em 16 parcelas houve a redução de 1 a 12 espécies, numa média de 4 espécies, permanecendo inalterado em 4 e aumentando em 5 parcelas, em uma ou duas espécies cada, conforme Gráfico 3.

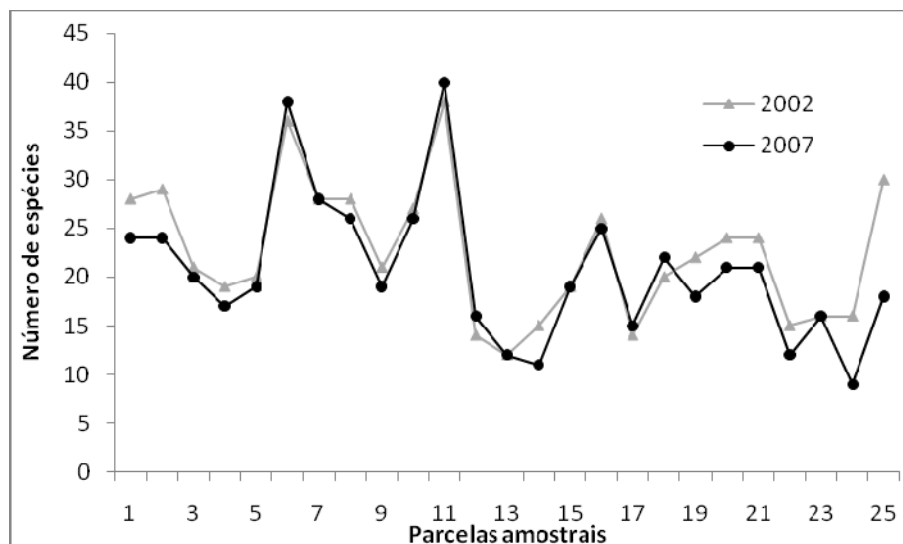


Gráfico 3 Comparação dos valores de riqueza da comunidade arbórea encontrados em 25 parcelas permanentes de 20×20 m, inventariadas nos anos de 2002 e 2007, em um contínuo entre floresta paludosa e estacional semidecidual no município de Coqueiral, Minas Gerais. Observação: linhas ligando pontos apenas para facilitar a visualização das mudanças

A área basal reduziu-se 0,161 m², em média, em 10 parcelas (de 0,010 a 0,457 m²) e aumentou 0,208 m², em média, nas demais (de 0,037 a 0,742 m²), como se observa no Gráfico 4.

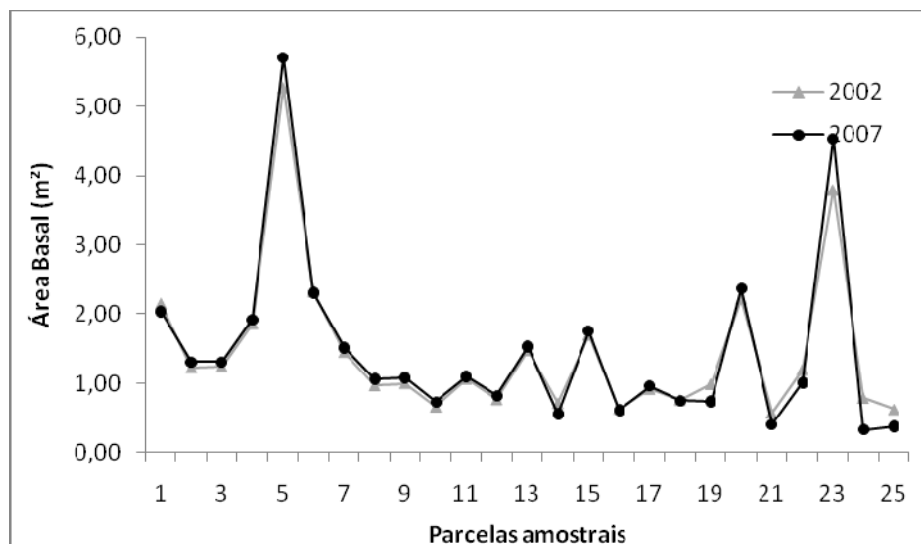


Gráfico 4 Comparação dos valores de área basal da comunidade arbórea, encontrados em 25 parcelas permanentes de 20×20 m, inventariadas nos anos de 2002 e 2007, em um contínuo entre floresta paludosa e estacional semidecidual no município de Coqueiral, Minas Gerais. Observação: linhas ligando pontos apenas para facilitar a visualização das mudanças

Em oito parcelas, estes três parâmetros reduziram-se simultaneamente. No ambiente paludoso, a área basal diminuiu de 11,48 m² para 11,32 m² e a densidade diminuiu de 1.828 para 1.759 ind.ha⁻¹. No ambiente de encosta, a área basal aumentou de 24,85 m² para 25,49 m² e a densidade diminuiu de 1.320 para 1.175 ind.ha⁻¹.

As 10 espécies de maior VI foram responsáveis por em 51,2% e 53,5% do número de indivíduos, em 2002 e 2007, respectivamente, assim como por 63,7% e 67,3% da área basal da amostra, mantendo sua ordem hierárquica do maior para o menor VI, como mostrado na Tabela 1. A ordem hierárquica das espécies baseada em seus índices VI alterou-se muito pouco, com exceção da espécie *Psychotria vellosiana*, que mudou da 42^a para 113^a posição, com a redução de 8 para 2 indivíduos (redução de 400% em sua densidade),

diminuindo sua frequência de 5 para uma parcela (diminuição de 80%) e diminuindo sua área basal em 0,393m², ou 73%. Comparações entre a fitossociologia nos dois levantamentos foram feitas também para os ambientes paludoso e encosta, separadamente. Não houve diferença relevante entre as datas, assim como não houve mudanças significativas na ordem hierárquica das espécies baseada em seus VI, pois mudanças grandes só foram observadas nos indivíduos de menor VI, causadas pela morte ou o recrutamento de apenas um indivíduo.

No ambiente paludoso, as 10 espécies de maior VI foram responsáveis, respectivamente às amostragens em 2002 e 2007, por 67,7% e 73,8% do número de indivíduos e por 85,8% e 87,0% da área basal, enquanto, no ambiente de encosta, as proporções foram de 52,6% e 52,9% do número de indivíduos 60,8% e 65,4% da área basal da amostra. Duas espécies se destacaram com altos valores de VI, porém, baixa densidade, *Ficus crocata* e *Myroxylon peruiferum*, causada por seus grandes valores em área basal.

Na amostra total, a densidade reduziu-se em 47 espécies (ou 31,76%; de 1 a 22 indivíduos por espécie, mediana de 2 espécies), elevou-se em 19 (12,84%; 1 a 15, mediana = 1) e permaneceu constante em 82 (55,41%). A área basal elevou-se em 90 espécies (60,8%; de 0,000014 a 1,6582 m², mediana = 0,0032 m²) e diminuiu em 58 (39,2%; de 0,0001 a 0,3033 m², mediana = 0,0171 m²). A frequência diminuiu em 28 (18,92%) espécies (de 1 a 4 ocorrências, mediana = 1) e permaneceu inalterada em 110 (74,32%), elevando-se em 10 (6,75%, 1 a 2 ocorrências). Em resumo, a maior parte das populações manteve sua densidade e, quando apresentou redução ou elevação, o número de indivíduos foi baixo, enquanto a área basal aumentou na maioria das populações, porém, com valores de redução superiores aos de acréscimo; a frequência permaneceu inalterada na maioria das espécies, com alteração de, no máximo, 4 ocorrências.

Tabela 2 Relação das 10 espécies arbóreas, organizadas em ordem decrescente de seus valores de importância (VI) encontrados nos anos de 2002 e 2007, amostradas em 25 parcelas de 20×20 m em uma Floresta Semidecidual com influência fluvial permanente, no município de Coqueiral, MG, com seus parâmetros fitossociológicos: N = número de indivíduos; DA = densidade absoluta em indivíduos.ha⁻¹; DR = densidade relativa em %; DoA = dominância absoluta em m³.ha⁻¹; DoR = dominância relativa em %; FA = frequência absoluta em %; FR = frequência relativa em %; (0) = 2002 e (t) = 2007

Espécie	N(0)	N(t)	DA(0)	DA(t)	DR(0)	DR(t)	DoA(0)	DoA(t)	DoR(0)	DoR(t)	FA(0)	FA(t)	FR(0)	FR(t)	VI(0)	VI(t)
ÁREA TOTAL																
<i>Ficus crocata</i>	6	6	6,0	6,0	0,40	0,44	7,859	9,517	21,58	25,82	5	5	0,89	0,97	22,88	27,23
<i>Magnolia ovata</i>	148	150	148,0	150,0	9,98	11,01	3,749	3,589	10,30	9,73	9	9	1,60	1,75	21,88	22,50
<i>Sebastiania commersoniana</i>	181	164	181,0	164,0	12,20	12,04	0,899	0,788	2,47	2,14	22	20	3,93	3,90	18,60	18,08
<i>Galipea jasminiflora</i>	175	153	175,0	153,0	11,80	11,23	0,761	0,645	2,09	1,75	18	16	3,20	3,11	17,09	16,09
<i>Metrodorea stipularis</i>	69	61	69,0	61,0	4,65	4,48	2,701	2,397	7,42	6,50	17	17	3,02	3,30	15,09	14,28
<i>Copaifera langsdorffii</i>	49	50	49,0	50,0	3,30	3,67	2,159	2,350	5,93	6,37	16	16	2,85	3,11	12,08	13,15
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	18	19	18,0	19,0	1,21	1,40	2,577	2,863	7,08	7,77	11	11	1,96	2,14	10,25	11,30
<i>Calophyllum brasiliense</i>	45	60	45,0	60,0	3,03	4,41	0,750	0,969	2,06	2,63	6	6	1,07	1,17	6,16	8,20
<i>Tapirira obtusa</i>	35	38	35,0	38,0	2,36	2,79	1,002	1,105	2,75	3,00	12	12	2,14	2,33	7,25	8,12
<i>Dendropanax cuneatus</i>	34	30	34,0	30,0	2,29	2,20	0,757	0,621	2,08	1,68	10	10	1,78	1,94	6,15	5,83
ÁREA PALUDOSA																
<i>Magnolia ovata</i>	146	148	456,3	462,5	24,96	26,29	3,7403	3,5797	32,354	31,446	8	8	3,687	3,92	61	61,7
<i>Calophyllum brasiliense</i>	45	60	140,6	187,5	7,692	10,66	0,7499	0,9692	6,4866	8,5145	6	6	2,765	2,94	16,9	22,1
<i>Tapirira obtusa</i>	29	31	15,63	96,88	4,957	5,506	0,9409	1,0299	8,1389	9,0478	8	8	3,687	3,92	16,8	18,5
<i>Dendropanax cuneatus</i>	31	27	96,88	84,38	5,299	4,796	0,7435	0,6046	6,4311	5,3116	7	7	3,226	3,43	15	13,5
<i>Copaifera langsdorffii</i>	13	13	40,63	40,63	2,222	2,309	0,9818	1,0729	8,4928	9,4248	5	5	2,304	2,45	13	14,2

Tabela 2, conclusão

<i>Sebastiania commersoniana</i>	31	25	9,375	78,13	5,299	4,44	0,1546	0,123	1,337	1,0801	8	7	3,687	3,43	10,3	8,95
<i>Metrodorea stipularis</i>	13	10	40,63	31,25	2,222	1,776	0,2619	0,2535	2,2658	2,2269	4	4	1,843	1,96	6,33	5,96
<i>Aniba firmula</i>	18	14	56,25	43,75	3,077	2,487	0,1584	0,1411	1,3703	1,2396	4	4	1,843	1,96	6,29	5,69
<i>Protium widgrenii</i>	10	8	6,25	25	1,709	1,421	0,176	0,185	1,5221	1,6255	6	5	2,765	2,45	6	5,5
<i>Tapirira guianensis</i>	11	12	90,63	37,5	1,88	2,131	0,1823	0,1951	1,577	1,7137	5	5	2,304	2,45	5,76	6,3
ÁREA DE ENCOSTA																
<i>Ficus crocata</i>	6	6	8,824	8,824	0,668	0,751	7,8589	9,5171	31,619	37,347	5	5	1,458	1,62	33,7	39,7
<i>Sebastiania commersoniana</i>	150	139	220,6	204,4	16,7	17,4	0,7441	0,6646	2,9939	2,6082	14	13	4,082	4,21	23,8	24,2
<i>Galipea jasminiflora</i>	158	136	232,4	200	17,59	17,02	0,6776	0,5749	2,7264	2,2561	14	13	4,082	4,21	24,4	23,5
<i>Metrodorea stipularis</i>	56	51	82,35	75	6,236	6,383	2,4387	2,1439	9,8117	8,413	13	13	3,79	4,21	19,8	19
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	13	13	19,12	19,12	1,448	1,627	2,2967	2,5476	9,2405	9,9974	8	8	2,332	2,59	13	14,2
<i>Copaifera langsdorffii</i>	36	37	52,94	54,41	4,009	4,631	1,177	1,2768	4,7355	5,0102	11	11	3,207	3,56	12	13,2
<i>Miconia willdenowii</i>	30	33	44,12	48,53	3,341	4,13	0,3332	0,501	1,3406	1,966	6	6	1,749	1,94	6,43	8,04
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	6	5	8,824	7,353	0,668	0,626	1,2598	1,1548	5,0685	4,5315	5	4	1,458	1,29	7,19	6,45
<i>Myrcia splendens</i>	31	26	45,59	38,24	3,452	3,254	0,3014	0,2342	1,2125	0,9192	8	7	2,332	2,27	7	6,44
<i>Trichilia emarginata</i>	15	13	22,06	19,12	1,67	1,627	0,4837	0,4552	1,9459	1,7863	6	5	1,749	1,62	5,37	5,03

A densidade foi decrescente nas duas menores classes de diâmetro (Gráfico 5) para a amostra total e para os dois ambientes (classes I e II). Na amostra total e no ambiente paludoso, foi decrescente também nas classes III e IV, constante na classe V e, na amostra total, com aumento de um indivíduo na maior classe (VI), referente ao ambiente de encosta. O ambiente de encosta não apresentou alteração nas classes III e V, um decréscimo na classe IV e um acréscimo na maior classe. O acréscimo de dois indivíduos no gráfico da área de encosta não corresponde ao gráfico da amostra total (um indivíduo) porque os dados foram extrapolados para um hectare. As proporções entre as classes e os valores encontrados para a entrada e saída de indivíduos nas classes diamétricas, para a comunidade e para setores, não foram estatisticamente diferentes, pelo teste de qui-quadrado (χ^2), a 5% de significância.

A equabilidade, medida pelo índice de Pielou, na área total, permaneceu inalterada em 0,77 entre os dois inventários (diminuiu de 0,76 para 0,75 no ambiente paludoso e se manteve em 0,75 na encosta). O índice de diversidade de Shannon, em $\text{nats} \times \text{indivíduo}^{-1}$, reduziu-se levemente de 3,909 para 3,827, na comunidade como um todo; de 3,492 para 3,375, no ambiente paludoso e de 3,658 para 3,587, na encosta. Em resumo, não houve alteração relevante entre os valores encontrados, tanto para equabilidade quanto para diversidade, nos dois levantamentos.

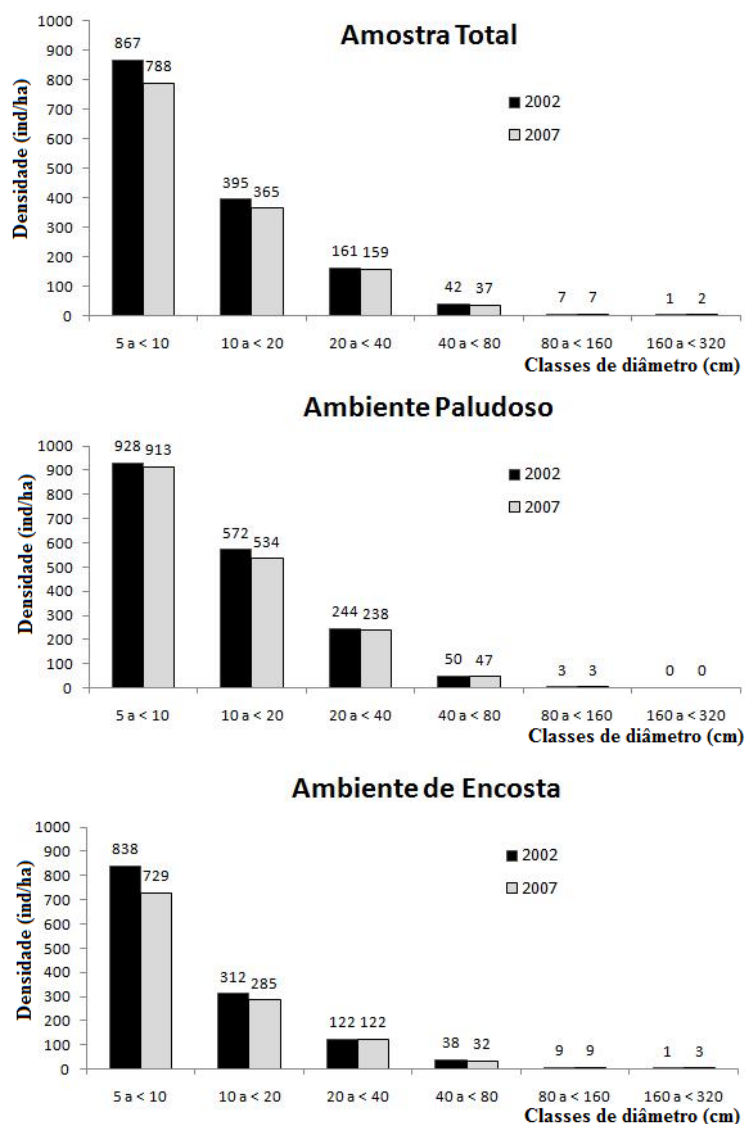


Gráfico 5 Distribuição das densidades de árvores por classes de diâmetro (DAP) para a amostra total (25 parcelas) e para os ambientes paludoso (8 parcelas) e de encosta (17 parcelas) encontradas nas parcelas permanentes de 20×20 m inventariadas nos anos de 2002 e 2007, em um contínuo entre floresta paludosa e Estacional Semidecidual no Município de Coqueiral, Minas Gerais

Com relação às taxas de dinâmica (Tabela 3), foram amostrados 1.483 e 1.367 indivíduos, em 2002 e 2007, respectivamente, encontrando-se 248 indivíduos mortos e 127 recrutas. Para a área amostrada como um todo, a taxa de mortalidade foi de 3,42 $\%.\text{ano}^{-1}$ e o recrutamento de 1,84 $\%.\text{ano}^{-1}$, resultando nas taxas de rotatividade de 2,63 $\%.\text{ano}^{-1}$ e na de mudança de -1,61 $\%.\text{ano}^{-1}$. As taxas de mortalidade foram de 2,87 e 3,79 $\%.\text{ano}^{-1}$ e as de recrutamento foram de 2,16 e 1,63 $\%.\text{ano}^{-1}$, para os ambientes paludoso e de encosta, respectivamente. As taxas de dinâmica não diferiram entre os ambientes, pelo teste de Kruskal-Wallis, seguido de Dunn, a 5% de significância. Na análise da dinâmica dentro de cada ambiente, pelo teste não paramétrico Mann-Whitney, as taxas de recrutamento e mortalidade foram estatisticamente diferentes entre si para a amostra total, explicado pela área de encosta (área total, $P = 0,0036$; ambiente paludoso, $P = 0,1769$ e ambiente de encosta, $P = 0,0058$). A taxa de mortalidade foi superior à taxa de recrutamento na área de encosta, refletindo em uma maior taxa de mortalidade para a área total.

A área total amostrada apresentou área basal inicial (em 2002) de 36,34 m^2 e área basal final (em 2007) de 36,81 m^2 , sendo a área basal referente aos indivíduos mortos igual a 3,74 m^2 (valores encontrados em 2002) e aos recrutas a 0,36 m^2 . A distribuição das áreas basais por classes de diâmetro (DAP) para a amostra total (25 parcelas) e para os ambientes paludoso (8 parcelas) e de encosta (17 parcelas) pode ser vista no Gráfico 6. A taxa de ganho foi de 2,49 $\%.\text{ano}^{-1}$ e a taxa de perda de 2,25 $\%.\text{ano}^{-1}$; as taxas de rotatividade e mudança líquida em área basal foram de 2,37 $\%.\text{ano}^{-1}$ e 0,25 $\%.\text{ano}^{-1}$, respectivamente. As taxas de perda foram 2,5% e 2,2 $\%.\text{ano}^{-1}$ e de ganho foram 2,2% e 2,6 $\%.\text{ano}^{-1}$, para os ambientes paludoso e de encosta, respectivamente. As taxas de ganho e perda, pelo teste não paramétrico Mann-Whitney, não foram estatisticamente diferentes entre si (área total, $P = 0,4652$; ambiente paludoso, $P = 0,4126$ e ambiente de encosta, $P = 0,4775$).

Tabela 3 Relação das taxas de dinâmica em número de indivíduos e em área basal calculadas para uma amostragem de 25 parcelas de 20×20 m em um contínuo entre floresta paludosa e floresta semidecidual, no município de Coqueiral, MG, entre os anos de 2002 e 2007, totalizando um intervalo de 5,26 anos

Amostragem:	Total	Brejo	Encosta
Número de parcelas de 20×20 m (N)	25	8	17
Área amostrada (ha)	1	0,32	0,68
<u>Número de indivíduos:</u>			
Número inicial (2002)	1478	585	898
Número final (2007)	1362	563	799
Número de sobreviventes	1235	502	733
Número de mortos	243	83	165
Número de recrutadas	127	61	66
Taxas de mortalidade (% ano ⁻¹)	3,42	2,87	3,79
Taxas de recrutamento (% ano ⁻¹)	1,84	2,16	1,63
Rotatividade (% ano ⁻¹)	2,63	2,51	2,71
Taxas de mudança (% ano ⁻¹)	-1,61	-0,73	-2,20
<u>Área basal:</u>			
Área basal inicial (2000/2001), em m ²	36,339	11,484	24,855
Área basal final (2004/2005), em m ²	36,813	11,323	25,490
Área basal dos sobreviventes	36,441	11,154	25,288
Área basal dos mortos (m ²)	3,726	1,273	2,463
Área basal dos recrutadas (m ²)	0,363	0,168	0,195
Decréscimo dos sobreviventes (m ²)	0,366	0,139	0,227
Crescimento dos sobreviventes (m ²)	4,205	1,082	3,123
Taxa de perda (% ano ⁻¹)	2,25	2,46	2,15
Taxa de ganho (% ano ⁻¹)	2,49	2,20	2,62
Rotatividade (% ano ⁻¹)	2,37	2,33	2,39
Taxa de mudança (% ano ⁻¹)	0,25	-0,27	0,48

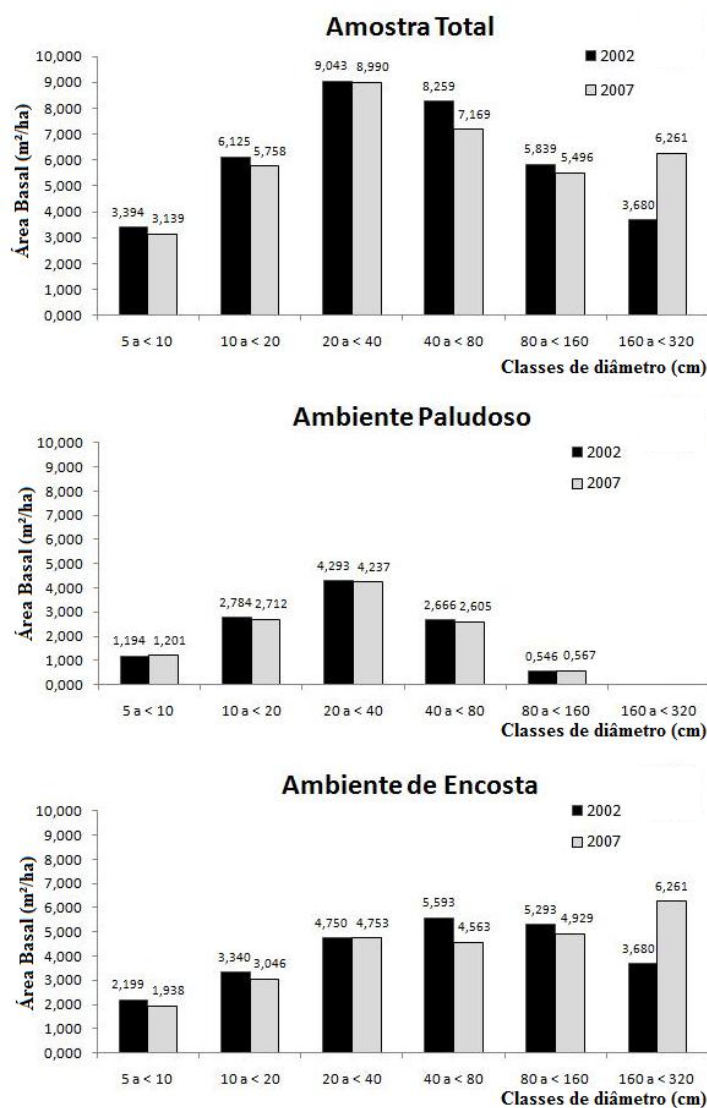


Gráfico 6 Distribuição das áreas basais por classes de diâmetro (DAP) para a amostra total (25 parcelas) e para os ambientes paludoso (8 parcelas) e de encosta (17 parcelas) encontradas nas parcelas permanentes de 20×20 m inventariadas nos anos de 2002 e 2007, em um contínuo entre floresta paludosa e Estacional Semidecidual no município de Coqueiral, Minas Gerais

As distribuições das frequências de indivíduos observadas por classes diamétricas em 2007 não diferiram significativamente da distribuição esperada em relação a 2002 para a amostra total e para os ambientes paludoso e de encosta, pelo teste de qui-quadrado (χ^2).

As regressões entre variáveis ambientais e taxas de dinâmica da comunidade exibiram baixos coeficientes de correlação, ou seja, variações entre as taxas de dinâmica entre as parcelas não podem ser associadas às variações ambientais no espaço.

6 DISCUSSÃO

O alto número de espécies amostradas com um único indivíduo confirma a tendência de que cerca de 1/4 a 1/3 das espécies nas florestas tropicais são amostradas com baixa densidade (HARTSHORN, 1990) e se aproxima do encontrado em outras florestas ripárias brasileiras, amostradas com semelhante intensidade amostral e critério de inclusão (BERTANI et al., 2001; BUDKE et al., 2004; DIAS et al., 1998; DORNELES; WAECHTER, 2004; GUEDES; BARBOSA; MARTINS, 2006; LOURES et al., 2007; PINTO; HAY, 2005; TEIXEIRA; ASSIS, 2005; TONIATO; LEITÃO FILHO; RODRIGUES, 1998). Normalmente, essas florestas são caracterizadas não só pela alta riqueza de espécies, mas também pela baixa densidade com que muitas delas são encontradas, o que possibilita a coexistência de inúmeras espécies por unidade de área (HARTSHORN, 1990). Assim, o elevado número de espécies amostradas com baixa densidade também contribuiu para a alta riqueza de espécies na mata de Coqueiral.

O número de indivíduos de espécies excluídas e inclusas, que variou de um a quatro, não causou grandes mudanças na dinâmica da população e nem diferenças entre os ambientes encosta e paludoso. Espécies mais abundantes recrutam mais indivíduos do que as espécies raras (FELFILI, 1994; PINTO; HAY, 2005) e, assim, espera-se que essas espécies, na ausência de grandes distúrbios, alterem pouco sua participação na estruturação da comunidade. As espécies mais abundantes estão sujeitas às maiores taxas de mortalidade, mas também às maiores taxas de recrutamento, mantendo assim a sua supremacia na área (FELFILI, 1995).

Pequenas alterações na densidade das espécies mais abundantes também foram observadas em outras áreas (BERG, 2001; BERTANI et al., 2001; FELFILI, 1994, 2000; OLIVEIRA FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; PINTO; HAY, 2005), causando poucas mudanças na ordem hierárquica das

espécies, baseando-se em seus valores de importância. Mesmo sendo pequenas, as mudanças na densidade e na área basal das espécies mais abundantes indicam que a estrutura fitossociológica da comunidade tem um caráter dinâmico e as espécies dominantes podem se alterar com o tempo, mudando, assim, a estrutura fitossociológica da comunidade.

No primeiro levantamento, Rocha et al. (2005) observaram diferenças estruturais entre os ambientes paludoso e de encosta. No segundo levantamento, as taxas de dinâmica, em número de indivíduos e em área basal, não foram afetadas por nenhuma das variáveis ambientais analisadas, inclusive por aquelas que melhor se correlacionaram com a abundância das espécies, que foram, segundo Rocha et al. (2005): Al, índice de saturação de bases, pH, matéria orgânica, drenagem, cota e margem.

A densidade no ambiente paludoso foi maior do que no ambiente de encosta, porém, com menor riqueza. Isso comprova que, em ambientes saturados hidricamente, encontra-se alta densidade de indivíduos de menor diâmetro com um número reduzido de espécies (DORNELES; WAECHTER, 2004; LOURES et al., 2007; TEIXEIRA; ASSIS, 2005), confirmando também a hipótese de que em florestas paludosas existe menor riqueza (SILVA et al., 2007), quando comparadas a outras formações com solos secos, provavelmente devido ao menor número de espécies adaptadas aos ambientes saturados de água (CARDOSO; SCHIAVINI, 2002; JOLY, 1991; TONIATO; LEITÃO FILHO; RODRIGUES, 1998).

Houve uma tendência de declínio no número de árvores e estabilidade em área basal, durante o período de estudo, na amostra total, sendo reflexo do ocorrido na área de encosta. Isso ocorreu porque a proporção de indivíduos mortos foi maior do que a de indivíduos recrutados para o ambiente de encosta. A estabilidade da área basal, apesar da redução em densidade, ocorreu devido ao crescimento acentuado das árvores sobreviventes. Esse padrão, redução do

número de indivíduos e manutenção ou aumento da área basal devido ao crescimento das árvores sobreviventes, é típico de florestas tropicais em recuperação pós-distúrbio e em estágio avançado de sucessão (PHILLIPS et al., 2002).

O processo de autodesbaste, ocorrido em função da competição entre as árvores que estão se desenvolvendo na área, pode explicar a alta mortalidade de indivíduos, visto que esse padrão é muito comum em fragmentos com baixa perturbação antrópica, como mostrado em alguns trabalhos realizados em fragmentos florestais no sudeste do Brasil (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA FILHO; GUILHERME, 2005; CHAGAS et al., 2001; GUIMARÃES et al., 2008; HIGUCHI et al., 2008b; OLIVEIRA FILHO et al., 2007). Esse evento pode estar vinculado a duas hipóteses: autodesbaste causado pelo distúrbio advindo da fragmentação da área ou ciclos rítmicos que ocorrem em algumas florestas tropicais não perturbadas, onde o balanço é alcançado por meio de períodos com maior mortalidade ou perda em área basal, alternados com períodos de maior recrutamento ou aumento da área basal, os quais podem estar associados a flutuações climáticas (FELFILI, 1995; GUILHERME et al., 2004; OLIVEIRA FILHO et al., 2007; SWAINE, 1990).

Em florestas tropicais maduras e não perturbadas é esperado, a longo prazo, que haja um equilíbrio no balanço entre as taxas de dinâmica da comunidade, tanto em número de indivíduos (mortalidade e recrutamento) quanto em área basal (perda e ganho), indicando a existência de uma estabilidade estrutural da comunidade arbórea (FELFILI, 1995; GUIMARÃES et al., 2008; LIEBERMAN et al., 1985; OLIVEIRA FILHO et al., 2007; SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987), que foi confirmada, na mata paludosa em Coqueiral, pela inexistência de diferença entre a quantidade de indivíduos imigrantes e emigrantes por classe diamétrica, nos dois levantamentos. Essa estabilidade encontrada no ambiente paludoso foge do padrão encontrado em

outras formações no sul de Minas Gerais sob impactos antrópicos diretos e ou da fragmentação, caracterizadas pelo autodesbaste, em florestas estacionais semidecíduais, por Chagas et al. (2001), Higuchi et al. (2008b) e Oliveira Filho et al. (2007) e em florestas ripárias tropicais, por Appolinário, Oliveira Filho e Guilherme (2005) e Guimarães et al. (2008). Como as florestas paludosas correspondem a áreas naturalmente fragmentadas (RODRIGUES, 2000), no sentido de ocuparem áreas restritas e desconectadas entre si na paisagem, os dados indicam tratar-se de formações que, já adaptadas ao isolamento, são mais resistentes aos impactos da fragmentação dos ecossistemas onde se inserem. Além disso, na área estudada, a mata paludosa localiza-se não no interior do fragmento, mas em sua borda ripária, onde se esperaria uma instabilidade advinda dos efeitos de borda.

Apesar de mais estável, a área paludosa não se diferenciou, em seus valores de rotatividade, da área de encosta e de outras formações (*e.g.* em florestas estacionais semidecíduais), como as citadas por Chagas et al. (2001) e Oliveira Filho et al. (2007), para borda; em florestas ripárias tropicais, por Appolinário, Oliveira Filho e Guilherme (2005) e Guimarães et al. (2008), para borda; por Guilherme et al. (2004) e Oliveira e Felfili (2008), tanto em número quanto em área basal, contrariando a hipótese de que áreas inundáveis possuem dinâmica mais lenta do que áreas secas. Como as matas paludosas são constituídas de espécies adaptadas aos limites impostos pela saturação hídrica (GUILHERME et al., 2004; JOLY, 1991; RODRIGUES; SHEPHERD, 2000; SILVA et al., 2007), cuja presença é confirmada na área estudada (ROCHA, 2003), para as matas paludosas não deve ser esperada uma dinâmica influenciada pelas limitações da água ao crescimento dos indivíduos, mais uma vez indicando a adaptação dessa comunidade arbórea ao ambiente paludoso. Oliveira e Felfili (2008) chamam a atenção para a alta rotatividade associada à estabilidade em florestas de galeria, atribuindo a situação ao fato de serem

bordas naturais, com alta luminosidade. Neste caso, a afirmação deve ser válida ao menos para as florestas paludosas não interiorizadas em formações florestais sobre solos não saturados.

7 CONCLUSÃO

O padrão observado no fragmento foi de instabilidade, tanto em número quanto em área basal, para a amostra total, devido à área de encosta, e de estabilidade, porém alta rotatividade, no ambiente paludoso. Sugere-se que a floresta paludosa seja mais resistente aos impactos da fragmentação, por se tratar de um ambiente de área naturalmente restrita e, sendo constituída por espécies adaptadas à saturação hídrica, não compõe um ambiente de dinâmica florestal diferenciada.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, S. S.; AMARAL, D. D.; SILVA, A. S. L. Análise florística e estrutura de florestas de várzea no estuário amazônico. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 34, n. 4, p. 513-524, dez. 2004.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 141, n. 2, 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**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 347-360, abr./jun. 2005.
- ARMSTRONG, W.; BRAENDLE, R.; JACKSON, M. B. Mechanisms of flood tolerance in plants. **Acta Botanica Neerlandica**, Amsterdam, v. 43, n. 4, p. 307-358, Dec. 1994.
- AYRES, M. et al. **Bioestat 4.0**: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biomédicas. Belém: Mamirauá/CNPq, 2007. 364 p.
- BARDDAL, M. L. et al. Caracterização florística e fitossociológica de um trecho sazonalmente inundável de floresta aluvial, em Araucária, PR. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 14, n. 2, p. 37-50, jul./dez. 2004.
- BERG, E. van der. **Variáveis ambientais e a dinâmica estrutural e populacional de uma floresta de galeria em Itutinga, MG**. 2001. 115 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.
- BERG, E. van der; SANTOS, F. A. M. Aspectos da variação ambiental em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 13, n. 2, p. 83-98, jul./dez. 2003.
- BERTANI, D. F. et al. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. **Revta Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, n. 1, p. 11-23, mar. 2001.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field and laboratory methods for general ecology**. Dubuque: W. M. C. Brow, 1984. 226 p.

BUDKE, J. C. et al. Florística e fitossociologia do componente arbóreo de uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 18, n. 3, p. 581-589, maio/jun. 2004.

CARDOSO, E.; SCHIAVINI, I. Relação entre distribuição de espécies arbóreas e topografia em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 3, p. 277-289, set. 2002.

CHAGAS, R. K. et al. Dinâmica de populações arbóreas em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana em Lavras, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 25, n. 1, p. 39-57, jan./fev. 2001.

DAMASCENO-JUNIOR, G. A. et al. Tree mortality in a riparian forest at rio Paraguai, Pantanal, Brazil, after an extreme flooding. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 18, n. 4, p. 839-846, Oct./Dec. 2004.

DIAS, M. C. et al. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares do rio Iapó, na bacia do rio Tibagi, Tibagi, PR. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 21, n. 2, p. 183-195, ago. 1998.

DORNELES, L. P. P.; WAECHTER, J. L. Fitossociologia do componente arbóreo na floresta turfosa do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 18, n. 4, p. 815-824, jul./ago. 2004.

FELFILI, J. M. Crescimento, recrutamento e mortalidade nas matas de galeria do Planalto Central. In: CAVALCANTI, T. B.; WALTER, B. M. T. (Coord.). **Tópicos atuais em botânica**. Brasília: EMBRAPA-Cenargen, 2000. p. 152-158.

_____. Floristic composition and phytosociology of the gallery forest alongside the Gama stream in Brasília, DF, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 17, n. 1, p. 1-11, jan./abr. 1994.

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

GUEDES, D.; BARBOSA, L. M.; MARTINS, S. E. Composição florística e estrutura fitossociológica de dois fragmentos de floresta de restinga no Município de Bertioga, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 299-311, mar./abr. 2006.

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

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

HARTSHORN, G. S. An overview of neotropical forest dynamics. In: GENTRY, A. H. (Ed.). **Four neotropical rainforests**. New Haven: Yale University, 1990. p. 585-599.

HIGUCHI, P. et al. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 3, p. 417-426, jan./fev. 2008a.

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

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, 1990. p. 522-541.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2005-2008**. São Paulo, 2009. 112 p.

JOLY, C. A. Flooding tolerance in tropical trees. In: JACKSON, M. B.; DAVES, D. D.; LAMBERS, H. (Ed.). **Plant life under oxygen deprivation: ecology, physiology and biochemistry**. Netherlands: SPB Academic, 1991. p. 23-34.

KOLB, R. M. et al. Anatomia ecológica de *Sebastiania commersoniana* (Baillon) Smith & Downs (Euphorbiaceae) submetida ao alagamento. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 21, n. 3, p. 305-312, dez. 1998.

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

LAURANCE, W. F. Hyperdynamism in fragmented habitats. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 13, n. 4, p. 393-602, Aug. 2002.

LIEBERMAN, D. et al. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 73, n. 5, p. 915-924, Sept. 1985.

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

LOBO, P. C.; JOLY, C. A. Aspectos ecofisiológicos da vegetação de mata ciliar do Sudeste do Brasil. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: USP, 2000. p. 143-157.

LOSSOS, E. C. The structure of tropical forests. In: LOSSOS, E. C.; LEIGH JUNIOR, E. G. **Tropical forest diversity and dynamism: finding from a large-scale plot network**. Chicago: The University of Chicago, 2004. p. 69-78.

LOURES, L. et al. Florística, estrutura e características do solo de um fragmento de floresta paludosa no sudeste do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 21, n. 4, p. 885-896, jul./ago. 2007.

MERONA, J. M. R. de; 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, 1990. p. 573-584.

MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Washington: CEMEX, 2004. 392 p.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Wiley, 1974. 574 p.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 855-858, Feb. 2000.

OLIVEIRA, A. P.; FELFILI, J. M. Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos: 1985-2004.

Revista Brasileira de Botânica, São Paulo, v. 31, n. 4, p. 597-610, out./dez. 2008.

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

OLIVEIRA FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil, and the influence of climate. **Biotropica**, Washington, v. 31, n. 4, p. 783-810, 2000.

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

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

_____. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London: Series B**, London, v. 359, n. 1443, p. 381-407, 2004.

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

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**, São Paulo, v. 28, n. 3, p. 523-539, jul./set. 2005.

ROCHA, C. T. V. **Comunidade arbóreo-arbustiva de um continuum entre floresta paludosa e de encosta em Coqueiral, MG**. 2003. 66 p. Dissertação (Mestrado em Manejo Ambiental) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2003.

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

RODRIGUES, R. R. Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. p. 91-100.

RODRIGUES, R. R.; SHEPHERD, G. J. Fatores condicionantes da vegetação ciliar. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. p. 101-107.

SCHAAF, L. B. et al. Alteração na estrutura diamétrica de uma floresta ombrófila mista no período entre 1979 e 2000. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 30, n. 2, p. 283-295, mar./abr. 2006.

SHEIL, D. Evaluating turnover in tropical forests. **Science**, New York, v. 268, n. 5212, p. 894-895, 1995.

SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P.; ALDER, D. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 83, n. 2, p. 331-333, Apr. 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**, Cambridge, v. 16, n. 1, p. 765-800, Jan. 2000.

SILVA, A. C. et al. Comparação florística de florestas inundáveis das regiões Sudeste e Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 257-269, abr./jun. 2007.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry: the principles and practices of statistics in biological research**. New York: Freeman, 1995. 887 p.

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

SWAINE, M. D. Population dynamics of tree species in tropical forests. In: HOLM-NIELSEN, L. B.; NIELSEN, I. C.; BALSLEV, H. (Ed.). **Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity**. London: Academic, 1990. p. 101-110.

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

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

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

TEIXEIRA, A. P.; ASSIS, M. A. Caracterização florística e fitossociológica do componente arbustivoarbóreo de uma floresta paludosa no Município de Rio Claro, SP, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 3, p. 467-476, jul./set. 2005.

TONIATO, M. T. Z.; LEITÃO FILHO, H. F.; RODRIGUES, R. R. Fitossociologia de um remanescente de floresta higrófila (mata de brejo) em Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 21, n. 2, p. 197-210, ago. 1998.

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. 123 p.

WIENDENROTH, E. M. Responses of roots to hypoxia: their structural and energy relations with the whole plant. **Environmental and Experimental Botany**, London, v. 33, n. 1, p. 41-51, Jan. 1993.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice-Hall, 1974. 620 p.