

Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG

MÁRCIO DE SOUZA WERNECK¹, EDIVANI VILLARON FRANCESCHINELLI^{1,3} e
EUGÊNIO TAMEIRÃO-NETO²

(recebido em 20 de março de 2000; aceito em 12 de julho de 2000)

ABSTRACT - (Changes in the floristic and structure of a dry deciduous forest during a period of 4-years (1994-1998), southeastern Brazil). Changes in the structure and composition of a fragment of dry deciduous forest in southeastern Brazil were described for 4-year period (1994-1998). This fragment was quite disturbed by human activities up to 1993, but it has been protected since 1994. A survey of woody plants (≥ 3.2 cm dbh) was conducted in 26 transects of 50 x 6 m (0.78 ha) in 1994. Four years later (1998), all the transects were reevaluated. In 1994, a total of 114 tree species from 46 families were identified. Species richness was almost identical in 1998. The values of the Shannon index (3.72) and the equability (0.79) did not differ significantly during the studied period (t test, $p > 0.1$). The species richness were greater than Neotropical dry forests due probably to the building successional phase of this fragment. Although tree density had declined by about 10.2%, total basal area had a small change, increasing 1.5%. Those alterations were reflected in the size class distribution, which had significant differences between 1994 and 1998 (Chi-square test, $p < 0.01$). Although overall forest composition showed little change, several species showed significant imbalance between recruitment and mortality rates. The decline of pioneer species (Chi-square test, $p < 0.001$) and the growth in total basal area of the canopy species caused the changes observed during the four years. The preservation of the studied fragment has been important for its recovery in the last years.

RESUMO - (Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG). As alterações na estrutura e na composição florística de um fragmento de floresta decídua foram descritas para um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. Este fragmento, denominado Mata da Zilda, foi bastante perturbado por atividades humanas até 1993, sendo protegido a partir de 1994. Logo após a sua proteção, realizou-se um inventário das plantas lenhosas ($CAP \geq 10$ cm) em 26 transectos de 50 x 6 m (0,78 ha). Quatro anos depois (1998), todos os transectos foram reavaliados e medidos os novos ingressos. Em 1994, foram identificadas 114 espécies, representando 46 famílias. A riqueza de espécies foi idêntica em 1998. Também, os valores do índice de Shannon (3,72) e a equabilidade (0,79) não diferiram significativamente durante os quatro anos (teste t , $p > 0,1$). A riqueza de espécies na Mata da Zilda foi superior à observada nas florestas secas Neotropicais, devido provavelmente à fase de sucessão em que se encontra. Embora a densidade tenha diminuído cerca de 10,2%, durante os quatro anos, a área basal total mudou pouco, aumentando apenas 1,5%. Essas alterações refletiram-se na distribuição em classes de tamanho, que apresentou diferenças significativas entre os dois períodos avaliados (teste Qui-quadrado, $p < 0,01$). O declínio das espécies pioneiras (teste Qui-quadrado, $p < 0,001$) e o crescimento em área basal das árvores do dossel foram essenciais para as alterações estruturais observadas durante os quatro anos. A preservação do fragmento estudado está sendo fundamental para a sua recuperação nos últimos anos.

Key words - Forest dynamics, floristics, structure, fragment, dry deciduous forest

Introdução

As florestas decíduas ocorrem em forma de manchas na região do Brasil Central, distribuídas pelos Estados de Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso e Bahia (Rizzini 1997). No Triângulo Mineiro, essas florestas são encontradas sobre solos ricos em nutrientes, derivados dos derrames basálticos (Baruqui & Motta 1983), em encostas voltadas para cursos flu-

viais (Araújo et al. 1997). As florestas decíduas são caracterizadas por uma comunidade pobre em espécies arbóreas e dominadas por poucas espécies indicadoras (Ratter 1992), apresentando, em geral, baixa similaridade florística com as florestas semidecíduas (Ratter et al. 1978). Nos últimos dois séculos, essas florestas foram seriamente reduzidas a pequenos fragmentos e severamente perturbadas pela retirada indiscriminada de madeira, pela pecuária extensiva e pelo fogo. Essas perturbações antrópicas constantes representam uma importante ameaça à biodiversidade, principalmente nas regiões onde o processo de fragmentação iniciou-se há várias décadas (Turner 1996).

O volume de informações sobre as florestas decíduas em Minas Gerais ainda é bastante recente

1. Departamento de Botânica, Universidade Federal de Minas Gerais, Caixa Postal 486, 30161-970 Belo Horizonte, MG, Brasil.
2. Del Rey Serviços de Engenharia Ltda., Rua Angustura, 210, cj 2b, 30220-290 Belo Horizonte, MG.
3. Autor para correspondência: edivani@mono.icb.ufmg.br

e está relacionado a estudos sobre a composição florística (Rodrigues & Araújo 1997), a fitossociologia (Araújo et al. 1997, Carvalho et al. 1999) e a relação entre a estrutura da floresta e as características do solo (Oliveira-Filho et al. 1998). Esses trabalhos mostraram a situação de cada floresta em um dado momento, não abordando aspectos da dinâmica, como as variações da composição florística ao longo de um período. Esse tipo de estudo é raro nos remanescentes florestais no Brasil, sendo encontrado na região amazônica (Rankin-de-Merona et al. 1990, Laurance et al. 1998), nas florestas semi-decíduas da região Sudeste (Pagano et al. 1995, Oliveira-Filho et al. 1997, Nascimento et al. 1999) e em uma floresta de galeria do Brasil Central (Felfili 1995). Assim, fica evidente a ausência de estudos sobre a variação temporal da estrutura e da composição florística em remanescentes de floresta decídua no Brasil.

O presente trabalho analisa as mudanças na estrutura e na composição da comunidade arbórea em um fragmento de floresta decídua (38 ha) no Estado de Minas Gerais, durante um período de quatro anos (1994-1998). Esse fragmento até o ano de 1993 era bastante perturbado pela exploração seletiva de madeira e pela criação de gado que frequentemente invadia o interior da floresta. Em 1994, esse fragmento e vários outros na mesma área foram desapropriados e protegidos pela Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG), como medida compensatória para a criação da Usina Hidroelétrica de Nova Ponte. Assim, com a ausência de impactos na área a partir de 1994, espera-se uma aceleração dos processos de regeneração da floresta. O presente trabalho representa o primeiro estudo no Brasil sobre a variação temporal da composição florística e da estrutura de uma floresta decídua em um período de quatro anos, sendo o primeiro a investigar as consequências imediatas da proteção de um fragmento na dinâmica da mesma.

Material e métodos

O presente estudo foi realizado em um fragmento de floresta decídua, situado na Estação de Pesquisa e Desenvolvimento Ambiental (EPDA) Galheiro (19°12'05"S e 47°08'02"W), a uma altitude média de 890 m, na região do Triângulo Mineiro, município de Perdizes, MG. O fragmento estudado, possui um tamanho de aproximadamente 38 ha e é conhecido como Mata da Zilda,

representando um remanescente de floresta decídua explorado até recentemente (1993). O clima na região é do tipo Awa, de Köppen, ou seja, tropical megatérmico com verão chuvoso. A precipitação média anual é 993,6 mm. O período em que a precipitação mensal excede 100 mm é de três meses (janeiro a março). O período seco ocorre de abril a setembro, ocorrendo a queda das folhas em mais de 80% dos indivíduos (M.S. Werneck, dados não publicados). O solo da Mata da Zilda é de origem basáltica, sendo observada a presença de afloramentos de rocha sobre a superfície.

Os dados foram coletados, inicialmente, no ano de 1994, logo após a exclusão de impactos na EPDA Galheiro. Para a caracterização da estrutura do estrato arbóreo, utilizou-se o método de parcelas (Mueller-Dombois & Elleberg 1974). A área total amostrada foi de 0,78 ha, correspondendo a 26 transectos permanentes de 300 m² (50 x 6 m) distribuídos aleatoriamente no interior do fragmento. A forma e a disposição das unidades amostrais foram escolhidas com o intuito de abranger a maior variação florística dentro do fragmento. Todos os indivíduos arbóreos com CAP (circunferência à altura do peito) ≥ 10 cm (aproximadamente 3,2 cm de diâmetro) foram etiquetados, identificados e medidos os valores de seus CAPs. Em 1998, todas as árvores anteriormente existentes foram novamente medidas e os novos ingressos foram etiquetados, identificados e tiveram seus CAPs medidos. Foram considerados como recrutamento, todos os indivíduos que entraram no critério mínimo de amostragem (CAP ≥ 10 cm) no ano de 1998. O material fértil, com flor e/ou fruto, encontra-se depositado no Herbário BHCB do Departamento de Botânica do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais.

As espécies encontradas na Mata da Zilda, foram classificadas em grupos ecológicos segundo Swaine & Whitmore (1988), com as modificações sugeridas por Oliveira-Filho et al. (1994), utilizando-se as seguintes categorias: pioneiras (PI), clímax exigente de luz (CL) e clímax exigente de sombra (CS). Os critérios usados para atribuir o grupo ecológico a cada espécie foram baseados em observações de campo e em revisão de literatura. É importante salientar que esta não é uma classificação definitiva, visto que as espécies não se encaixam em grupos estáticos e sim estão distribuídas ao longo de um contínuo de preferência por luz (Swaine & Whitmore 1988). A pequena quantidade de informações referentes à biologia das espécies tropicais, também limita o enquadramento preciso das espécies em grupos ecológicos, o que tem resultado em classificações diferentes para algumas espécies, dependendo do autor e do método empregado. Portanto, esta classificação é apenas uma tentativa de comparar a mudança populacional dos diferentes grupos no período de estudo, com intuito de verificar a influência desses grupos na dinâmica do fragmento, após a exclusão de impactos.

Foram calculados os índices de diversidade de Shannon (H') e a equabilidade (J) correspondente (Magurran 1987) para as duas épocas de estudo (1994 e 1998). Para avaliar se houve diferença significativa na diversidade do fragmento durante os quatro anos, realizou-se a comparação entre os valores de H' através do teste t para amostras independentes, conforme Magurran (1987).

Para verificar as alterações existentes na estrutura fitossociológica da comunidade durante os quatro anos, foram calculados os valores absolutos e relativos de densidade e área basal, e o valor de cobertura (VC) das espécies de acordo com Mueller-Dombois & Elleberg (1974), nos dois períodos de avaliação. Os valores absolutos de densidade e de área basal também foram calculados

para os grupos ecológicos, com o intuito de averiguar suas diferenças populacionais durante o período de estudo (1994-1998). Os valores desses parâmetros fitossociológicos, nos anos de 1994 e 1998, foram comparados por meio do teste do Qui-quadrado (Zar 1999), considerando todas as espécies pertencentes a cada grupo ecológico. Com o propósito de verificar a ocorrência de diferenças na estrutura de tamanhos da comunidade durante os quatro anos, comparou-se a distribuição do número de indivíduos em classes de circunferência, também através do teste do Qui-quadrado (Zar 1999). Foram calculadas as taxas de mortalidade e de recrutamento para as vinte espécies de maior VC, de acordo com Sheil (1995), com o objetivo de permitir uma melhor compreensão da dinâmica das espécies mais importantes da Mata da Zilda.

Resultados

Foi encontrado, em 1994, um total de 114 espécies, representando 87 gêneros, pertencentes a 46 famílias (tabela 1). Myrtaceae (13 espécies), Fabaceae (8 espécies), Rubiaceae (8), Lauraceae (5), Mimosaceae (5), Anacardiaceae (4), Annonaceae (4), Flacourtiaceae (4), Meliaceae (4), Sapindaceae (4) e Sapotaceae (4) foram as famílias com maior riqueza de espécies. Essas 11 famílias (26%) tiveram aproximadamente 55% de todas as espécies. As famílias mais abundantes foram Mimosaceae (243 in-

Tabela 1. Listagem das espécies encontradas na Mata da Zilda, grupos ecológicos a que pertencem, e respectivos valores de densidade e de área basal nos anos de 1994 e 1998. CL - clímax exigente de luz; CS - clímax exigente de sombra; PI - pioneira; ^a espécie amostrada apenas em 1994; ^b espécie amostrada apenas em 1998.

Espécie	Grupo	Densidade (ind.ha ⁻¹)		Área basal (m ² .ha ⁻¹)	
		1994	1998	1994	1998
Anacardiaceae					
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	CL	14,1	14,1	0,1164	0,1305
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	CL	9,0	2,6	0,0986	0,0258
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	CL ^a	1,3	-	0,0069	-
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J. D. Mitch.	CL	14,1	12,8	0,1971	0,1891
Annonaceae					
<i>Guatteria sellowiana</i> Schlecht.	CL	1,3	1,3	0,0118	0,0092
<i>Rollinia emarginata</i> Schlecht.	CL	2,6	2,6	0,0027	0,0031
<i>Rollinia silvatica</i> (St.-Hil.) Mart.	CL	10,3	9,0	0,0201	0,0217
<i>Xylopia sericea</i> St.-Hil.	CL	2,6	2,6	0,0106	0,0138
Apocynaceae					
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A. DC.	CL	3,8	3,8	0,0269	0,0294
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	CL	9,0	9,0	0,0217	0,0336
Aquifoliaceae					
<i>Ilex cerasifolia</i> Reiss.	CL	6,4	6,4	0,0123	0,0133
Araliaceae					
<i>Schefflera Dendropanax cuneatum</i> (DC) Dcne. Planch.	CL	1,3	1,3	0,0012	0,0014
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Mag., Steyrm. & Frodin.	CL	9,0	14,1	0,0692	0,0923
<i>Aralia warmingiana</i> (E. Marchal) Harms.	CL	2,6	2,6	0,0053	0,0060
Arecaeae					
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd.	CL	2,6	2,6	0,2396	0,2277
Bignoniaceae					
<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	CL	1,3	1,3	0,0059	0,0059
<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart.) Standl.	CL	2,6	2,6	0,0128	0,0126
<i>Tabebuia roseo-alba</i> (Ridley) Sandw.	CL ^b	-	1,3	-	0,0014
<i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl) Nich.	CL	6,4	7,7	0,0241	0,0250

(cont.)

Espécie	Grupo	Densidade (ind.ha ⁻¹)		Área basal (m ² .ha ⁻¹)	
		1994	1998	1994	1998
Bombacaceae					
<i>Chorisia speciosa</i> (St.-Hil.) G. Dawson	CL	2,6	3,8	0,0114	0,0185
<i>Eriotheca candolleana</i> (K. Schum.) A. Rob.	CL	3,8	3,8	0,0476	0,0506
Boraginaceae					
<i>Cordia</i> sp.	CL ^b	-	1,3	-	0,0013
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	PI*	2,6	-	0,0049	-
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab.	PI	23,1	11,5	0,2597	0,1372
Burseraceae					
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) March.	CL	3,8	2,6	0,0191	0,0187
Caesalpiniaceae					
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	CL	7,7	7,7	0,0390	0,0488
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	CL	9,0	10,3	0,0687	0,0858
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	CL	1,3	2,6	0,0163	0,0199
Celastraceae					
<i>Maytenus salicifolia</i> Reiss.	CS	5,1	6,4	0,0145	0,0183
<i>Maytenus floribunda</i> Reiss.	CS	9,0	11,5	0,0426	0,0540
Chrysobalanaceae					
<i>Licania kunthiana</i> Hook. f.	CL	107,7	111,5	0,8033	0,8972
Clusiaceae					
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. Triana) Zappi.	CS	1,3	1,3	0,0013	0,0015
Combretaceae					
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	CL	30,8	34,6	0,3578	0,3953
<i>Terminalia phaeocarpa</i> Eichler	CL	11,5	12,8	0,2055	0,2351
<i>Terminalia</i> sp.	CL	1,3	1,3	0,2255	0,2479
Ebenaceae					
<i>Diospyros hispida</i> DC.	CL	1,3	1,3	0,0112	0,0112
Erythroxylaceae					
<i>Erythroxylum subracemosum</i> Turcz.	CS	3,8	2,6	0,0036	0,0027
Euphorbiaceae					
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	CL	1,3	1,3	0,0151	0,0197
Fabaceae					
<i>Andira</i> sp.	CL	2,6	2,6	0,0044	0,0041
<i>Dalbergia villosa</i> Benth.	CL	1,3	1,3	0,0069	0,0074
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	PI	7,7	7,7	0,1160	0,1173
<i>Machaerium</i> cf. <i>incorruptibile</i> Allemão	CL ^b	-	1,3	-	0,0023
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	CL	3,8	2,6	0,0297	0,0309
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vog.	CL	20,5	24,4	0,0622	0,0756
<i>Machaerium</i> cf. <i>vestitum</i> Vog.	CL	2,6	2,6	0,0156	0,0156
<i>Machaerium villosum</i> Vog.	CL	6,4	6,4	0,0347	0,0363

(cont.)

Espécie	Grupo	Densidade (ind.ha ⁻¹)		Área basal (m ² .ha ⁻¹)	
		1994	1998	1994	1998
<i>Platycyamus regnellii</i> Benth.	CL	1,3	1,3	0,0971	0,1021
Flacourtiaceae					
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briquet	CL	29,5	28,2	0,1682	0,1936
<i>Casearia rupestris</i> Eichler	CL	1,3	1,3	0,0014	0,0026
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	CL	170,5	170,5	0,8886	0,9081
<i>Xylosma</i> sp.	CL	1,3	1,3	0,0026	0,0026
Hippocrateaceae					
<i>Salacia elliptica</i> (Mart.) Peyr.	CL	1,3	1,3	0,0249	0,0265
Lacistemaceae					
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	CS	9,0	7,7	0,0186	0,0138
Lauraceae					
sp.1	CL	1,3	1,3	0,0235	0,0260
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) Macbride	CL	2,6	1,3	0,0037	0,0049
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	CL	53,8	46,2	0,7245	0,6408
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meissn.) Mez	CL	16,7	14,1	0,1029	0,1110
<i>Ocotea spixiana</i> (Nees) Mez	CL	1,3	1,3	0,0010	0,0014
Lecythidaceae					
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	CL	21,8	19,2	0,5197	0,5465
Malpighiaceae					
<i>Byrsonima intermedia</i> A. Juss.	CL	20,5	16,7	0,0906	0,0919
Melastomataceae					
<i>Miconia minutiflora</i> Cogn.	PI	120,5	44,9	0,2526	0,0945
Meliaceae					
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	CL	5,1	6,4	0,0228	0,0327
<i>Guarea guidonea</i> (L.) Sleumer	CS	2,6	1,3	0,0140	0,0215
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	CS	37,2	19,2	0,2508	0,1155
<i>Trichilia pallida</i> Swartz	CS	10,3	6,4	0,0499	0,0423
Mimosaceae					
<i>Acacia polyphylla</i> DC.	CL ^a	2,6	-	0,0390	-
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip	CL	14,1	12,8	0,0453	0,0403
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	CL	223,1	207,7	11,0435	11,8738
<i>Inga edulis</i> Mart.	CL	69,2	53,8	0,8792	0,8546
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.	CL	2,6	2,6	0,0891	0,0864
Monimiaceae					
<i>Mollinedia widgrenii</i> A. DC.	CS ^b	-	1,3	-	0,0010
Moraceae					
<i>Maclura tinctoria</i> D. Don ex Steud.	CL	16,7	15,4	0,1969	0,2104
Myristicaceae					
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	CL	7,7	10,3	0,0353	0,0612

(cont.)

Espécie	Grupo	Densidade (ind.ha ⁻¹)		Área basal (m ² .ha ⁻¹)	
		1994	1998	1994	1998
Myrsinaceae					
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	CL ^a	3,8	-	0,1236	-
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	CS	12,8	12,8	0,0376	0,0251
Myrtaceae					
sp.1	CS	5,1	5,1	0,0278	0,0245
<i>Calypttranthes</i> sp.	CS	1,3	1,3	0,0014	0,0022
<i>Campomanesia velutina</i> (Cambess.) O. Berg.	CL	66,7	56,4	0,7054	0,6460
<i>Eugenia blastantha</i> (O. Berg.) Legrand	CS	6,4	6,4	0,0095	0,0103
<i>Eugenia florida</i> DC.	CS	7,7	6,4	0,0988	0,0683
<i>Eugenia moraviana</i> O. Berg.	CS	6,4	6,4	0,0082	0,0091
<i>Gomidesia lindeniana</i> O. Berg.	CL	19,2	19,2	0,0465	0,0450
<i>Myrcia rostrata</i> DC.	CL	44,9	24,4	0,1581	0,0791
<i>Myrcia rufipes</i> DC.	CS	1,3	1,3	0,0062	0,0067
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	CS	21,8	20,5	0,2837	0,2779
<i>Psidium rufum</i> DC.	CS	10,3	9,0	0,0478	0,0455
<i>Psidium sartorianum</i> (O. Berg) Nied.	CS	19,2	19,2	0,0817	0,0783
<i>Psidium</i> sp.	CS	35,9	30,8	0,1841	0,1754
Ochnaceae					
<i>Ouratea castaneaefolia</i> (DC.) Engl.	CL	2,6	2,6	0,0237	0,0242
Piperaceae					
<i>Piper aduncum</i> L.	CS	3,8	2,6	0,0037	0,0047
<i>Piper amalago</i> L.	CS	1,3	-	0,0014	-
Proteaceae					
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	CL	11,5	7,7	0,0233	0,0227
Rhamnaceae					
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reiss.	CL	21,8	21,8	0,0708	0,0683
Rosaceae					
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	CL ^b	-	1,3	-	0,0013
Rubiaceae					
<i>Alibertia sessilis</i> Schum.	CS	20,5	32,1	0,0509	0,0754
<i>Coutarea hexandra</i> Schum.	CL	3,8	7,7	0,0287	0,0362
<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. Schltr.	CL	1,3	1,3	0,0226	0,0276
<i>Ixora venulosa</i> Benth.	CS	2,6	2,6	0,0054	0,0082
<i>Psychotria tristicula</i> Standl.	CS	1,3	1,3	0,0033	0,0033
<i>Randia nitida</i> (H.B.K.) D.C.	CS	10,3	11,5	0,0151	0,0227
<i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.	CL	1,3	1,3	0,0014	0,0013
<i>Simira sampaioana</i> (Standl.) Steyer.	CL	3,8	3,8	0,0088	0,0140
Rutaceae					
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	CL ^a	1,3	-	0,0077	-

(cont.)

Espécie	Grupo	Densidade (ind.ha ⁻¹)		Área basal (m ² .ha ⁻¹)	
		1994	1998	1994	1998
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	CL	1,3	1,3	0,0033	0,0045
Sapindaceae					
<i>Allophylus sericeus</i> (Cambess.) Radlk.	CS	17,9	16,7	0,0953	0,0882
<i>Cupania vernalis</i> Camb.	CL	189,7	184,6	1,1306	1,2255
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	CL	5,1	5,1	0,0055	0,0065
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	CL	78,2	67,9	0,4767	0,4850
Sapotaceae					
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichl.) Engl.	CL	1,3	1,3	0,0114	0,0172
<i>Micropholis gnaphalocladus</i> (Mart.) Pierre	CL	26,9	20,5	0,2964	0,1532
<i>Pouteria rivicoa</i> (Gaertner f.) Ducke	CL	12,8	12,8	0,1309	0,1408
<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	CL	14,1	14,1	0,2435	0,2282
Siparunaceae					
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	CS	2,6	6,4	0,0032	0,0085
Sterculiaceae					
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	PI	21,8	23,1	0,0431	0,0462
Styracaceae					
<i>Styrax acuminatus</i> Pohl	CL	5,1	3,8	0,0782	0,0935
Tiliaceae					
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	PI	2,6	2,6	0,1131	0,0503
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	CL	14,1	14,1	0,2301	0,2396
Ulmaceae					
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sargent	PI	7,7	6,4	0,0782	0,0846
Vochysiaceae					
<i>Callisthene major</i> Mart.	CL	2,6	2,6	0,0269	0,0395
<i>Qualea cf. jundiahy</i> Warm.	CL ^b	-	1,3	-	0,0013

divíduos), Sapindaceae (227), Myrtaceae (192) e Flacourtiaceae (158), apresentando 54% do total de indivíduos amostrados. No ano de 1994, 17 famílias (37%) apresentaram mais de uma espécie por gênero, sendo que *Machaerium* (5), *Casearia* (3), *Cordia* (3), *Eugenia* (3), *Psidium* (3) e *Terminalia* (3) foram os gêneros de maior riqueza de espécies. *Aspidosperma*, *Matayba*, *Maytenus*, *Myrcia*, *Myrsine*, *Ocotea*, *Piper*, *Pouteria*, *Rollinia*, *Tabebuia*, *Tapirira*, *Trichilia* e *Zanthoxylum*, foram encontrados com duas espécies cada e os demais gêneros (78%) com apenas uma espécie (tabela 1).

Em relação aos parâmetros fitossociológicos das espécies, obtidos nas duas épocas de amostragem, não foram observadas alterações nas posições, em termos de VC, para *Anadenanthera colubrina*, *Cupania vernalis*, *Casearia sylvestris*, *Licania kunthiana*, *Inga edulis* e *Cariniana estrellensis* (tabela 2), apesar dos valores diferenciados de densidade e área basal entre os dois anos de amostragem (tabela 1). As demais espécies apresentaram pequenas variações em suas posições, com algumas poucas exceções. *Miconia minutiflora* (6^a posição em 1994 e 11^a em 1998), *Myrcia rostrata* (12^a posição em 1994 e 20^a em 1998), *Trichilia*

elegans (13^a posição em 1994 e 23^a em 1998) e *Cordia trichotoma* (17^a em 1994 e 34^a em 1998) apresentaram variações devido à alta taxa de mortalidade exibida por essas espécies, ocasionando uma redução de mais de 40% nos seus valores de VC (tabela 2). *Alibertia sessilis* subiu da 31^a posição em 1994 para a 15^a em 1998, apresentando um aumento de 70% no valor do seu VC, devido à sua alta taxa de recrutamento (tabela 2). *Casearia gossypiosperma* (18^a posição em 1994 e 13^a posição em 1998) teve sua posição alterada devido ao aumento na área basal (tabela 1), embora tenha apresentado uma taxa de mortalidade superior à de recrutamento (tabela 1). *Anadenanthera colubrina*, *Cupania vernalis*, *Casearia sylvestris* e *Licania kunthiana*

tiveram altos VCs em ambas as ocasiões (1994 e 1998), apresentando mais de 35% da densidade, 58% da área basal e 47% do VC de toda a comunidade (tabela 2).

De 1994 a 1998 houve uma mortalidade absoluta de 287 indivíduos (aproximadamente 92 ind.ha⁻¹.ano⁻¹) pertencentes a 59 espécies. As espécies que apresentaram o maior número de indivíduos mortos foram *Miconia minutiflora* (67), *Trichilia elegans* (20), *Myrcia rostrata* (20), *Anadenanthera colubrina* (13), *Inga edulis* (13) e *Campomanesia velutina* (12). Essas seis espécies (10%) apresentaram 50% de todos os indivíduos mortos. Particularmente, a quarta espécie mais abundante em 1994, *Miconia minutiflora* (tabela 1),

Tabela 2. Variação do valor de cobertura (VC) das vinte espécies mais abundantes encontradas na Mata da Zilda, em cada ano de amostragem (1994 e 1998), e suas respectivas taxas de mortalidade e recrutamento.

Espécie	Posição		VC		Taxas	
	1998	1994	1998	1994	Mortalidade	Recrutamento
<i>Anadenanthera colubrina</i>	1	1	60,77	57,46	1,92	0,29
<i>Cupania vernalis</i>	2	2	15,50	14,36	1,20	0,67
<i>Casearia sylvestris</i>	3	3	13,39	12,37	1,15	1,11
<i>Licania kunthiana</i>	4	4	10,01	8,82	1,21	2,02
<i>Inga edulis</i>	5	5	6,57	7,19	6,65	0,46
<i>Campomanesia velutina</i>	6	7	5,86	6,33	6,35	1,87
<i>Matayba guianensis</i>	7	8	5,84	5,96	3,45	- ^a
<i>Nectandra oppositifolia</i>	8	9	5,25	5,76	5,85	1,74
<i>Terminalia glabrescens</i>	9	11	3,59	3,06	2,15	4,84
<i>Cariniana estrellensis</i>	10	10	3,34	3,28	3,08	- ^a
<i>Miconia minutiflora</i>	11	6	2,93	7,18	26,79	2,06
<i>Psidium</i> sp.	12	15	2,46	2,59	4,80	0,88
<i>Casearia gossypiosperma</i>	13	18	2,39	2,20	5,94	4,09
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i>	14	16	2,31	2,29	4,74	2,82
<i>Alibertia sessilis</i>	15	31	2,12	1,25	1,60	12,91
<i>Micropholis gnaphalocladus</i>	16	14	1,79	2,61	9,64	1,17
<i>Luehea divaricata</i>	17	20	1,79	1,68	- ^a	- ^a
<i>Pouteria torta</i>	18	19	1,74	1,73	2,20	2,35
<i>Maclura tinctoria</i>	19	21	1,74	1,67	1,98	- ^a
<i>Myrcia rostrata</i>	20	12	1,70	2,94	19,09	2,08
<i>Trichilia elegans</i>	23	13	1,56	2,94	25,36	4,81
<i>Cordia trichotoma</i>	34	17	1,22	2,26	15,91	- ^a
Demais espécies	-	-	46,16	44,05	-	-

^a Ausência de mortalidade ou recrutamento de indivíduos durante os quatro anos.

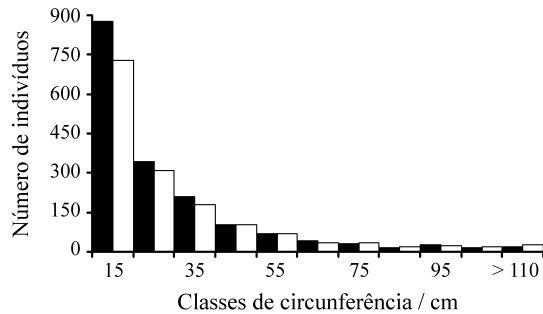


Figura 1. Distribuição do número de indivíduos em classes de circunferência em dois períodos distintos, 1994 (■) e 1998 (□). As classes estão representadas pelos seus valores centrais, exceto para a última classe.

foi responsável por 23% do total de indivíduos mortos. Por outro lado, foi recrutado em 1998 um total de 132 indivíduos com CAP ≥ 10 cm (aproximadamente 42 ind.ha⁻¹.ano⁻¹), pertencentes a 51 espécies. *Alibertia concolor* apresentou o maior número de indivíduos recrutados (10), seguida de *Miconia minutiflora* (8), *Licania kunthiana* (7), *Casearia sylvestris* (6), *Shefflera morototonii* (6), *Trichilia elegans* (6), *Guazuma ulmifolia* (5), *Terminalia glabrescens* (5), *Campomanesia velutina* (4), *Casearia gossypiosperma* (4), *Cupania vernalis* (4), *Gomidesia lindeniana* (4), *Myrcia rostrata* (4), *Myrsine umbellata* (4) e *Siparuna guianensis* (4). Essas 15 espécies (29%) representaram 61% do total de indivíduos recrutados.

Em 1998, houve o desaparecimento de seis espécies, sendo duas pertencentes ao grupo das pioneiras, *Acacia polyphylla* e *Cordia sellowiana*, três do grupo “clímax exigente de luz”, *Myrsine coriacea*, *Tapirira guianensis* e *Zanthoxylum rhoifolium*, e uma do grupo “clímax exigente de sombra”, *Piper amalago*. Outras seis espécies, inexistentes em 1994, surgiram em 1998, sendo cinco do grupo clímax exigentes de luz, *Machaerium* cf. *incorruptibile*, *Prunus myrtifolia*, *Qualea* cf. *jundiahy*, *Cordia* sp., *Tabebuia roseo-alba* e uma do grupo “clímax exigente de sombra”, *Mollinedia wiedgrenii*. Dessa forma, durante os quatro anos, houve um ganho líquido de uma família (Rosaceae) e de dois gêneros, referente à perda de *Acacia* e ao acréscimo de *Qualea*, *Prunus* e *Mollinedia*.

O valor de H' calculado em 1994 (3,72) não diferiu significativamente do calculado em 1998 (3,74) ($t = 0,28$; gl = 2872; $p > 0,1$), e os valores de J foram semelhantes nos dois períodos amostrais (0,79). Esses fatos indicam que as alterações observadas na densidade e na riqueza das espécies não foram significativas durante os quatro anos. De fato, as famílias mais abundantes e mais ricas em espécies apresentaram pequenas alterações entre o período de 1994 e 1998 (tabela 1).

Foram amostrados, em 1994, 1536 indivíduos vivos com CAP ≥ 10 cm (aproximadamente 1969 indivíduos por hectare), com a comunidade apresentando uma área basal total de 23,78 m².ha⁻¹. Como o número de indivíduos mortos foi 2,2 vezes superior ao recrutamento durante os quatro anos, a comunidade teve uma redução de 10,2% na densidade, sendo encontrados, em 1998, 1771 ind.ha⁻¹ com CAP ≥ 10 cm. Por outro lado, a área basal total teve um acréscimo de 1,5% no mesmo período, apresentando um valor de 24,14 m².ha⁻¹, em 1998. Essas alterações refletiram-se na distribuição de diâmetros dos indivíduos vivos, que apresentou diferenças significativas entre os dois períodos avaliados ($\chi^2 = 38,26$; gl = 10; $p < 0,01$), observando-se, em 1994, um número maior de indivíduos nas classes inferiores de diâmetro do que em 1998 (figura 1).

Os três grupos ecológicos, aqui considerados, apresentaram uma distribuição desigual, tanto em riqueza de espécies como em número de indivíduos no ano de 1994 (figura 2). O “grupo clímax exigentes de luz” apresentou a maior riqueza e a maior densidade na Mata da Zilda. Embora a riqueza de espécies

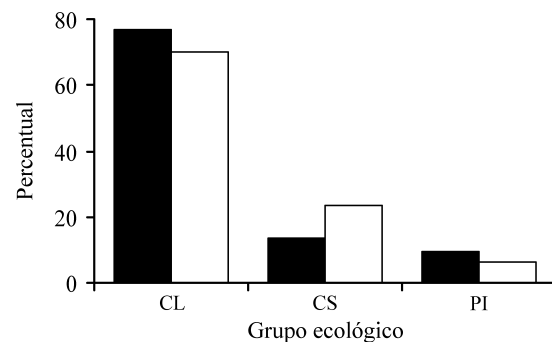


Figura 2. Percentual de indivíduos (■) e de espécies (□) para cada grupo ecológico no ano de 1994. CL - clímax exigente de luz; CS - clímax exigente de sombra; PI - Pioneira.

Tabela 3. Alterações na densidade e na área basal dos grupos ecológicos na Mata da Zilda, durante quatro anos (1994-1998). Letras diferentes, entre as colunas, indicam diferenças significativas a nível de 5% pelo teste do Qui-quadrado.

Grupo ecológico (número de espécies)	Densidade (ind.ha ⁻¹)		Área basal (m ² .ha ⁻¹)	
	1994	1998	1994	1998
Pioneiras (7)	185,9 ^a	96,2 ^b	0,87 ^a	0,53 ^b
Clímax exigentes de luz (84)	1516,7 ^a	1421,8 ^a	21,71 ^a	22,47 ^a
Clímax exigentes de sombra (28)	266,7 ^a	250,0 ^a	1,36 ^a	1,21 ^a

do grupo “clímax exigente de sombra” fosse bastante superior ao do grupo das pioneiras, a representatividade das espécies pioneiras, em relação ao número de indivíduos, foi semelhante ao grupo “clímax exigente de sombra” (figura 2). Essa discrepância, pode ser explicada pela grande densidade da pioneira *Miconia minutiflora* na Mata da Zilda (tabela 1). Os grupos ecológicos apresentaram alterações interessantes nos seus valores de densidade e área basal (tabela 3). As espécies do grupo das pioneiras apresentaram reduções significativas nos seus valores de densidade ($\chi^2 = 15,42$; gl = 6; $p < 0,001$) e de área basal ($\chi^2 = 6,67$; gl = 6; $p < 0,05$), durante os quatro anos. Para os demais grupos ecológicos estas mudanças não foram significativas (teste do Qui-quadrado, $p > 0,05$) (tabela 3).

Discussão

A riqueza de espécies na Mata da Zilda é bastante superior à citada por Gentry (1995) para as florestas secas neotropicais (50-70 espécies com CAP $\geq 7,8$ cm em 0,1 ha) e por Oliveira-Filho et al. (1998) e Rodrigues & Araújo (1997) para as florestas decíduas do Brasil Central (60 e 66 espécies, respectivamente). Por outro lado, a riqueza específica da Mata da Zilda situa-se dentro dos limites das florestas semidecíduas neotropicais (100-150 espécies) citadas por Gentry (1995). A alta riqueza específica encontrada na Mata da Zilda deve-se à provavelmente fase de sucessão em que se encontra, devido às perturbações humanas que a floresta sofreu até recentemente (1993).

Distúrbios intermediários, como a queda natural de árvores, são muito importantes para a promoção de heterogeneidade espacial, contribuindo para a manutenção de um grande número de espécies nos

tropicais (Hubbel et al. 1999). A presença de distúrbios humanos, como a retirada indiscriminada de madeira, pode favorecer a manutenção momentânea de um elevado número de espécies, principalmente as intolerantes à sombra, que necessitam de grandes aberturas no dossel para o seu desenvolvimento (Vieira & Hosokawa 1989). A densidade do grupo das pioneiras na Mata da Zilda, em 1994, corrobora essa tendência. Entretanto, a retirada indiscriminada de madeira, como forma de manutenção de uma grande diversidade de espécies, deve ser vista com extremo cuidado. Os distúrbios causados por esta atividade antrópica, como a derrubada das árvores e o arraste das toras no interior da floresta, podem comprometer o estado de conservação dos remanescentes florestais, pois alteram a estrutura e a composição florística original e, portanto, a dominância local de espécies, ocasionando danos à biodiversidade (Vidal et al. 1998). Desta forma, a retirada indiscriminada de madeira, modifica o ambiente das comunidades arbóreas, limitando a sobrevivência de espécies tolerantes à sombra, que são consideradas tardias em uma escala sucessional (Swaine & Whitmore 1988), e favorecendo condições para o desenvolvimento de espécies pioneiras, como o observado na Mata da Zilda até o ano em que passou a ser protegida (1994). As espécies pioneiras representaram menos de 6% da flora total em ambas as medições (1994 e 1998) e contiveram 9% da densidade total em 1994, diminuindo significativamente para 5% em 1998. A redução da densidade desse grupo de plantas pode estar relacionada à recuperação do fragmento após a sua proteção, visto que baixas densidades de espécies pioneiras indicam condições pouco perturbadas das florestas tropicais (Hartshorn 1980). Esse padrão também tem sido relatado para outras florestas tropicais que apresentaram recuperação após distúrbios (Crow 1980, Gentry & Terborgh 1990, Taylor et al. 1996). As causas

prováveis da alta mortalidade das pioneiras na Mata da Zilda é o ciclo de vida curto desse grupo de espécies, associado às alterações microambientais provocadas pelo crescimento das espécies do dossel e/ou à forte competição com as árvores pertencentes a grupos ecológicos mais tardios em uma escala sucessional.

A pequena variação temporal da diversidade de espécies na Mata da Zilda está de acordo com o observado em várias florestas tropicais (Rankin-de-Merona et al. 1990, Felfili 1995, Taylor et al. 1996), onde as pequenas variações são devidas às baixas alterações observadas nas densidades das espécies tropicais, fato também verificado no presente estudo. Cabe ressaltar que o intervalo de tempo entre as duas amostragens (quatro anos), pode não ser suficiente para que sejam observadas alterações perceptíveis na diversidade, mesmo tratando-se de um fragmento que apresenta uma recuperação após distúrbios. Por outro lado, variações maiores na diversidade de espécies estão relacionadas a florestas tropicais sujeitas a grandes distúrbios, como furacões (Crow 1980, Strasberg et al. 1995). Geralmente, a perda e o ganho de espécies nos estudos sobre a dinâmica das florestas tropicais, estão relacionados com as espécies menos abundantes na comunidade (Taylor et al. 1996, Kellman et al. 1998, Nascimento et al. 1999). De fato, as espécies que desapareceram da amostragem da Mata da Zilda, durante os quatro anos (1994-1998), apresentaram menos de 4 ind.ha⁻¹ e as novas espécies acrescentadas tiveram, cada uma, apenas 1 ind.ha⁻¹. A perda de espécies no presente estudo pode representar uma "pseudo-extinção", com as espécies persistindo como indivíduos menores que o critério mínimo adotado (DAP ≥ 3,2 cm) ou presentes no banco de sementes do solo (Kellman et al. 1998).

As modificações na estrutura fitossociológica da Mata da Zilda devem-se, provavelmente, aos processos de mortalidade, recrutamento e crescimento em área basal das populações de espécies. As espécies que tiveram uma redução em seus valores de VC, exibiram uma taxa de mortalidade de indivíduos maior que o recrutado, como, por exemplo, para *Cordia trichotoma*, *Inga edulis*, *Miconia minutiflora*, *Myrcia rostrata*, *Psidium* sp. e *Trichilia elegans*. Para as espécies que apresentaram um aumento em seus valores de VC, três padrões foram

constatados. O primeiro padrão, diz respeito às espécies cuja taxa de recrutamento sobrepujou a de mortalidade, como o exibido por *Alibertia sessilis*, *Licania kunthiana* e *Terminalia glabrescens*. O segundo está relacionado às espécies que tiveram uma perda de indivíduos compensada pelo crescimento em área basal dos indivíduos sobreviventes, como o verificado para *Anadenanthera colubrina*, *Casearia gossypiosperma*, *Cariniana estrellensis* e *Maclura tinctoria*. Por fim, o terceiro padrão foi observado nas espécies que apresentaram uma taxa de mortalidade balanceada pela de recrutamento, mas que exibiram um aumento de área basal devido ao crescimento dos indivíduos sobreviventes, como para *Casearia sylvestris*, *Luhea divaricata* e *Pouteria torta*.

As alterações mais expressivas na Mata da Zilda, durante os quatro anos, foram a diminuição significativa da densidade e o ligeiro aumento da área basal total. Sendo assim, dois importantes aspectos merecem ser avaliados. O primeiro diz respeito à alta mortalidade de pioneiras na Mata da Zilda, ocasionando reduções significativas nos seus valores de densidade e área basal. Esse grupo de plantas ocorreu, em sua grande maioria, nas classes inferiores a 35 cm de CAP, justamente onde foram observadas as reduções significativas na densidade. Por exemplo, *Miconia minutiflora* é uma espécie pioneira que apresentou uma mortalidade de 71% da sua população, correspondendo a 23% da mortalidade total. O segundo aspecto a ser considerado, está relacionado ao crescimento dos indivíduos sobreviventes. Existe uma correlação positiva entre o tamanho dos indivíduos e o crescimento em área basal das espécies arbóreas tropicais (Herwitz & Young 1994, Taylor et al. 1996, Oliveira-Filho et al. 1997). De fato, aumentos significativos da área basal na Mata da Zilda, foram observados nas classes superiores de tamanho (M.S. Werneck, dados não publicados). Assim, o declínio das pioneiras durante os quatro anos (1994-1998), estaria contribuindo para a redução expressiva da densidade na comunidade, principalmente nas classes inferiores de tamanho, e o crescimento das árvores do dossel contribuiria para o ligeiro aumento da área basal.

A proteção da Mata da Zilda, após um longo período de perturbações, está sendo fundamental para os processos de restauração natural da mesma.

O declínio significativo das espécies pioneiras corrobora essa afirmativa. Além disso, a expressiva perda de indivíduos está sendo compensada pelo ligeiro aumento da área basal da comunidade, contribuindo, ainda mais, para a sua regeneração. A preservação de fragmentos vizinhos à Mata da Zilda, mesmo que sejam outras formações florestais, como florestas semidecídua e ripária, pode ser, também, extremamente importante, pois contribuiria para a manutenção da sua diversidade de espécies e para a sua recuperação.

Agradecimentos - À Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG) pelo financiamento em todas as etapas deste trabalho; ao Sebastião Ferreira e demais funcionários da EPDA Galheiro pela hospitalidade e ajuda na coleta de dados; ao CNPq pela bolsa de mestrado concedida ao primeiro autor.

Referências bibliográficas

- ARAÚJO, G.M., RODRIGUES, L.A. & IVIZI, L. 1997. Estrutura fitossociológica e fenologia de espécies lenhosas de mata decídua em Uberlândia, MG. In *Contribuição ao conhecimento ecológico do cerrado* (L.L. Leite & C.H. Saito, eds.). Editora Universidade de Brasília, Brasília, p.22-28.
- BARUQUI, F.M. & MOTTA, P.E.F. 1983. Interpretação de um trecho de mapa de solos do Triângulo Mineiro. *Informe Agropecuário* 9:45-63.
- CARVALHO, D.A., OLIVEIRA-FILHO, A.T. & VILELA, E.A. 1999. Florística e fitossociologia da vegetação arbóreo-arbustiva de floresta ripária decídua do Baixo Paranaíba (Santa Vitória, Minas Gerais). *Revista Árvore* 23:311-320.
- CROW, T.R. 1980. A rainforest chronicle: a 30-year record of change in structure and composition at El Verde, Puerto Rico. *Biotropica* 12:42-55.
- FELFILI, J.M. 1995. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in Central Brazil. *Vegetatio* 117:1-15.
- GENTRY, A.H. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. In *Seasonally dry tropical forests* (S.H. Bullock, H.A. Money & E. Medina, eds.). Cambridge University Press, Cambridge, p.146-194.
- GENTRY, A.H. & TERBORGH, J. 1990. Composition and dynamics of the Cosha Cashu 'mature' floodplain forest. In *Four neotropical rainforests* (A.H. Gentry, ed.). Yale University Press, New Haven, p.542-564.
- HARTSHORN, G.S. 1980. Neotropical forest dynamics. *Biotropica supplement* 12:23-30.
- HERWITZ, S.R. & YOUNG, S.S. 1994. Mortality, recruitment, and growth rates of montane tropical rain forest canopy trees on Mount Bellender-Ker, Northeast Queensland, Australia. *Biotropica* 26:350-361.
- HUBBEL, S.P., FOSTER, R.B., O'BRIEN, S.T., HARNS, K.E., CONDIT, R., WECHSLER, B., WRIGHT, S.J. & LOO-DE-LAO, S. 1999. Light-gap disturbance, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. *Science* 283:554-557.
- KELLMAN, M., TACKABERRY, R. & RIGG, L. 1998. Structure and function in two tropical gallery forest communities: implications for forest conservation in fragmented systems. *Journal of Applied Ecology* 35:195-206.
- LAURANCE, W.F., FERREIRA, L.V., RANKIN-DE-MERONA, J.M., LAURANCE, S.G., HUTCHINGS, R. & LOVEJOY, T. 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology* 12:460-464.
- MAGURRAN, E.A. 1987. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton.
- MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLEMBERG, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. J. Wiley & Sons, New York.
- NASCIMENTO, H.E.M., DIAS, A.S., TABANEZ, A.A. & VIANA, V.M. 1999. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 59:329-342.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T., VILELA, E.A., CARVALHO, D.A. & GAVILANES, M.L. 1994. Effect of soil and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 10:483-508.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T., MELLO, J.M. & SCOLFORO, J.R.S. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecology* 131:45-66.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T., CURI, N., VILELA, E.A., CARVALHO, D.A. 1998. Effects of canopy gaps, topography, and soils on the distribution of woody species in a Central Brazilian deciduous dry forest. *Biotropica* 30:362-375.
- PAGANO, S.N., LEITÃO-FILHO, H.F. & CAVASSAN, O. 1995. Variação temporal da composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta mesófila semidecídua, Rio Claro, Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia* 55:241-58.
- RANKIN-DE-MERONA, J.M., HUTCHINGS, H.R. & LOVEJOY, T.E. 1990. Tree mortality and recruitment over a five-year period in undisturbed upland rainforest of the Central Amazon. In *Four neotropical rainforests* (A.H. Gentry, ed.). Yale University Press, New Haven, p.573-584.
- RATTER, J.A. 1992. Transitions between cerrado and forest vegetation in Brazil. In *Nature and dynamics of forest-savanna boundaries* (P.A. Furley, J. Proctor & J.A. Ratter, eds.). Chapman and Hall, London, p.417-429.
- RATTER, J.A., ASKEW, G.P., MONTGOMERY, R.F. & GIFFORD, D.R. 1978a. Observations on forests of some mesotrophic soils in Central Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 1:47-58.
- RIZZINI, C.T. 1997. *Tratado de fitogeografia do Brasil*. Âmbito Cultural Ed., Rio de Janeiro.

- RODRIGUES, L.A. & ARAÚJO, G.M. 1997. Levantamento florístico de uma mata decídua em Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 11:229-236.
- SHEIL, D. 1995. Evaluating turnover in tropical forests. *Science* 268:894-895.
- STRASBERG, D., FALOYA, V. & LEPART, J. 1995. Patterns of tree mortality in an island tropical rainforest subjected to recurrent windstorms. *Acta Oecologica* 16:237-248.
- SWAINE, M.D. & WHITMORE, T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* 75:81-86.
- TAYLOR, D.M., HAMILTON, A.C., WHYATT, J.D., MUCUNGUZI, P. & BUKENYA-ZIRABA, R.B. 1996. Stand dynamics in Mpanga Research Forest Reserve, Uganda, 1968-1993. *Journal of Tropical Ecology* 12:583-597.
- TURNER, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forests: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33:200-209.
- VIDAL, E., VIANA, V.M. & BATISTA, J.L.F. 1998. Efeitos da exploração madeireira predatória e planejada sobre a diversidade de espécies na Amazônia oriental. *Revista Árvore* 22:503-520.
- VIEIRA, G. & HOSOKAWA, R.T. 1989. Composição florística da vegetação da regeneração natural, 1 ano após diferentes níveis de exploração de um floresta tropical úmida. *Acta Amazonica* 19:401-413.
- ZAR, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey.