

**MUDANÇAS PÓS-FOGO NA ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DA VEGETAÇÃO LENHOSA,
EM UM CERRADO MESOTRÓFICO, NO PERÍODO DE CINCO ANOS (1997-2002)
EM NOVA XAVANTINA - MT**

Edson de Souza Lima¹, Herson Souza Lima², James Alexander Ratter³

(recebido: 11 de março de 2009; aceito: 30 de setembro de 2009)

RESUMO: Foram realizados dois inventários em um cerrado *sensu stricto* do tipo mesotrófico, o primeiro em 1997 e o segundo em 2002. Os dados foram coletados em 28 parcelas contíguas e permanentes de 15 X 15 m cada (0,63 ha). Todos os indivíduos com diâmetro ≥ 3 cm a 0,30 m acima do nível do solo foram identificados e medidos. No primeiro inventário, registraram-se 1266 indivíduos, distribuídos em 32 famílias, 55 gêneros e 72 espécies e, no segundo, 1045 indivíduos pertencentes a 33 famílias, 55 gêneros e 71 espécies. O índice de diversidade de Shannon dos dois inventários foi alto (3,10 e 3,13 nats/ind., respectivamente). Os resultados sugerem que o fogo afetou a abundância das espécies, mas não a riqueza. As famílias Fabaceae, Vochysiaceae, Malpighiaceae, Erythroxylaceae, Apocynaceae, Combretaceae e Malvaceae foram as que apresentaram maior riqueza florística em ambos os inventários. O maior número de indivíduos concentrou-se nas menores classes de diâmetro até cerca de 13 cm, sendo onde ocorreu a maior taxa de mortalidade. O recrutamento das espécies não foi suficiente para compensar a taxa de mortalidade. Três espécies raras que ocorreram no primeiro inventário não foram registradas no segundo, e duas novas ingressaram. Apesar da alta mortalidade, as diferenças encontradas seguiram aos padrões encontrados em outros estudos no cerrado.

Palavras-chave: Savana, ecologia do fogo, mudança florística, parcelas permanentes, inventário.

**POST FIRE CHANGES IN THE STRUCTURE AND COMPOSITION OF THE WOODY VEGETATION
OF A MESOTROPHIC CERRADO OVER A FIVE-YEAR PERIOD (1997-2002)
IN NOVA XAVANTINA, MT, BRAZIL**

ABSTRACT: Two inventories in an area of cerrado *stricto sensu* of mesotrophic type, were carried out, the first in 1997 and the second in 2002. The data were collected in 28 contiguous permanent plots with an area of 15 x 15 m each (0.63 ha). All individuals with stems of diameter ≥ 3 cm at 0.30 m above ground level were identified and measured. During the first inventory 1266 individuals belonging to 32 families, 55 genera and 72 species were recorded. While in the second there were 1045 individuals in 33 families, 55 genera and 71 species. The diversity index of Shannon was high in both samples (3.10 and 3.13 nats/ind., respectively). The results show that the fires affected relative species abundance but not overall richness. The families Fabaceae, Vochysiaceae, Malpighiaceae, Erythroxylaceae, Apocynaceae, Combretaceae and Malvaceae showed the highest floristic richness in both inventories. The largest mortality rate occurred in the smallest diameter classes (to about 13 cm), where species recruitment was not high enough to compensate for it. Three rare species were lost between the two inventories and two others appeared. The variations found are in agreement with the patterns of other studies in cerrado vegetation.

Key words: Savanna, fire ecology, floristic change, permanent plots, inventory.

1 INTRODUÇÃO

O bioma Cerrado localiza-se predominantemente no Planalto Central do Brasil e constitui, depois da Floresta Amazônica, a segunda maior unidade vegetal brasileira, sendo considerado o mais rico em espécies entre as savanas do mundo, especialmente considerando-se as espécies lenhosas (FUNDO MUNDIAL DE PROTEÇÃO A NATUREZA - WWF-PRÓ-CER, 1995). O bioma engloba também formações florestais como Mata Ciliar, Mata de

Galeria, Mata Seca e Cerradão e campestres como Campo Sujo, Campo Rupestre e Campo Limpo (RIBEIRO & WALTER, 1998).

O Cerrado possui altas diversidades alfa e beta (FELFILI, 1995; FELFILI & FELFILI, 2001; FELFILI & SILVA JÚNIOR, 1992; MARIMON et al., 1998). Mendonça et al. (1998) listaram 6.062 espécies fanerogâmicas para o bioma Cerrado, indicando sua grande riqueza florística que deve-se, especialmente, à grande variedade de paisagens e tipos fitofisionômicos. Walter (2006), dando continuidade ao

¹Biólogo, MSc. em Ciências Florestais – Universidade do Estado de Mato Grosso/UNEMAT – BR 158, km 654 – Antiga FAB – Cx. P. 08 – 78690-000 – Nova Xavantina, MT – edsolima@hotmail.com

²Biólogo, Especialista em Ecologia do Cerrado – Universidade do Estado de Mato Grosso/UNEMAT – BR 158, km 654 – Antiga FAB – Cx. P. 08 – Nova Xavantina, MT – hesonlima@hotmail.com

³Botânico Tropical, Dr. e Pesquisador Bolsista – Royal Botanic Garden – Edinburgh EH3 5LR – Gra Bretanha – j.ratter@rbge.org.uk

trabalho de Mendonça et al. (1998), aumentou a lista de espécies de plantas vasculares no bioma cerrado, para 11.046. Isso representa quase o dobro do previamente registrado, ressaltando mais ainda, sua grande riqueza e diversidade florística. Em virtude de sua elevada diversidade biológica, o cerrado é reconhecido internacionalmente como um dos 34 *hotspots* para conservação (MITTERMEIER et al., 2005), cujos critérios de inclusão também consideram o fato de sua ocupação desordenada já ter antropizado mais de 50% de sua vegetação original (KLINK, 1996; MITTERMEIER et al., 1999).

A política de expansão agrícola desencadeou um rápido processo de ocupação do Cerrado cujos impactos negativos, embora claramente perceptíveis, são pouco conhecidos com profundidade científica (WWF-PRÓ-CER, 1995). O desenvolvimento de estudos sobre a vegetação nativa contribui para a caracterização da vegetação primitiva e subsidia a implantação de projetos de conservação e recuperação de áreas alteradas (STRANGHETTI & RANGA, 1998).

A queimada, durante a estação seca, é um distúrbio comum e característico do Cerrado, podendo ser natural ou antrópica. Tanto a presença quanto a exclusão do fogo causam alterações na estrutura e composição da vegetação que tem se mostrado resiliente aos distúrbios (FELFILI et al., 2000; SILVA, 1999). Ramos (1990) observou em um cerrado *sensu stricto* protegido de fogo por vários anos, uma explosão na densidade de espécies lenhosas. Em uma reserva de vegetação de cerrado protegida de fogo durante 38 anos no oeste do estado de São Paulo, Durigan & Ratter (2006) detectaram expressiva mudança em uma sucessão de formas abertas de cerrado passando para uma extensa área de cerrado.

Diversos estudos analisando a composição florística e fitossociológica em cerrado *sensu stricto* têm sido feitos (FELFILI, 1995; FELFILI et al., 1994; FELFILI & SILVA JUNIOR, 1993; MARIMON et al., 1998; ROSSI et al., 1998), inclusive comparando diferentes áreas (FELFILI et al., 1997; RATTER & DARGIE, 1992; RATTER et al., 1996, 2003). Porém, poucos são os trabalhos que investigam os impactos causados na vegetação lenhosa em decorrência do fogo (COUTINHO, 1982, 1990; FELFILI et al., 2000; HOFFMANN, 1996, 1999, 2002; MOREIRA, 2000; SILVA, 1999). O presente trabalho deve contribuir com o conhecimento da dinâmica da vegetação do cerrado *sensu stricto* para subsidiar propostas de manejo em áreas de Cerrado. Conduziu-se este trabalho, com o objetivo de

determinar, depois da queimada, as mudanças ocorridas na vegetação lenhosa em uma área de cerrado *sensu stricto* no intervalo de cinco anos (1997 a 2002) na Fazenda da Serra, Nova Xavantina, MT. Nesse caso, testamos à hipótese de que o fogo causa alterações na estrutura da vegetação lenhosa do cerrado, afetando principalmente sua densidade e área basal.

2 MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo localiza-se a cerca de 20 quilômetros ao norte da cidade de Nova Xavantina, na Fazenda da Serra, nas proximidades da cabeceira do córrego Lajedo (14°32'06" S e 52°26'42" W). O clima da região apresenta duas estações bem definidas, uma chuvosa de outubro a março e outra seca de abril a setembro, é do tipo Aw na classificação de Köppen, com precipitação média anual em torno de 1600 mm (NIMER, 1989). Embora os solos predominantes na região sejam distróficos (BRASIL, 1981) são perceptíveis, por meio da vegetação, extensões consideráveis de solos mesotróficos cobertos por um cerrado floristicamente característico ou por floresta decídua e semidecídua.

A vegetação é típica de cerrado do tipo mesotrófico, conhecido também como cerrado de *Callisthene fasciculata/Magonia pubescens*. Esse tipo de cerrado é muito comum na região de Nova Xavantina (RATTER, 1971; RATTER et al., 1973, 1977) e ocorre em solos onde os níveis de cálcio e magnésio e o pH da camada superficial são bem mais altos do que nos solos distróficos, onde se encontra a maioria dos cerrados. Caracteriza-se cerrado do tipo mesotrófico pela presença de espécies indicadoras (*Callisthene fasciculata*, *Luehea paniculata*, *Magonia pubescens*, *Terminalia argentea*, *Astronium fraxinifolium*, *Pseudobombax tomentosum*, *Bauhinia cupulata*, *Guettarda viburnoides*, *Dipteryx alata*, *Eugenia dysenterica* e *Platypodium elegans*). Tais cerrados (muitas vezes mais fechados e na forma de Cerradão) ocorrem quase sempre em solos mais ricos (mesotróficos) (RATTER et al., 2003), às vezes cobrindo grandes áreas, por exemplo, no Mato Grosso do Sul ou no vale do rio Praim no Goiás e, ao contrário, em pequenas manchas em vales, onde rochas básicas emergem por causa da erosão.

Plantas lenhosas com diâmetro ≥ 3 cm foram identificadas e medidas a altura e a circunferência a 0,30 m acima do nível do solo, em um bloco de 210 m x 30 m subdividido em 28 parcelas contíguas de 225 m² cada (15 m x 15 m), totalizando 6300 m² amostrados. A primeira medição foi efetuada em julho de 1997 e a segunda em julho de

2002. O material botânico coletado foi depositado no Herbário do Museu Zoobotânico "James Alexander Ratter" da Universidade do Estado do Mato Grosso - Campus de Nova Xavantina. O sistema de classificação adotado segue Chase et al. (2003).

As queimadas na área estudada ocorreram em 1994 e 1999, três anos anteriores a cada inventário.

A densidade, frequência e dominância absolutas e relativas e o Valor de Importância (VI) (CURTIS & McINTOSH, 1950, 1951) foram calculados utilizando-se o programa FITOPAC I (SHEPHERD, 1994). O índice de diversidade de Shannon e a equabilidade foram determinadas de acordo com Magurran (1988). Para a análise da distribuição de diâmetros das espécies com maior taxa de mortalidade, foram calculados os intervalos de classe, conforme a fórmula sugerida por Spiegel (1977). O quociente "q" foi calculado para avaliar se a distribuição de diâmetros da comunidade estava balanceada (MEYER, 1952), obtido por meio da divisão do número de indivíduos de uma classe pelo número de indivíduos da classe anterior.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Um total de 1266 indivíduos distribuídos em 31 famílias, 55 gêneros e 72 espécies foram amostrados no ano de 1997, enquanto em 2002, foram amostrados 1045 indivíduos pertencentes a 32 famílias, 55 gêneros e 71 espécies (Tabela 1). No intervalo de cinco anos (1997-2002), desapareceram localmente, dos 0,63 ha, três espécies (*Tocoyena formosa*, *Myrcia tomentosa* e *Ferdinandusa elliptica*) e ingressaram duas novas (*Coccoloba mollis* e *Alibertia elliptica*), sendo as demais espécies encontradas em ambos os levantamentos. No total, houve redução de uma espécie, representando 1,4% do número original. Mudanças na composição florística podem variar entre localidades como resultado dos distúrbios periódicos como, por exemplo, o fogo. Felfili et al. (2000), estudando um cerrado *sensu stricto* em Brasília, verificaram uma redução de quatro espécies (6,5%) do número original em um período de nove anos. Por outro lado, Ratter et al. (2003) remediram uma área de cerrado no Distrito Federal, depois de 20 anos e registraram 68 das 69 espécies anteriormente encontradas. Os autores anteriormente citados observaram que *Ferdinandusa elliptica*, com dois indivíduos no primeiro inventário, não esteve presente no último. Verificaram também que três espécies novas ingressaram, sendo estas colonizadoras estabelecidas nos 20 anos ocorridos e uma delas, *Aegiphila lhotskiana* Cham. foi frequente.

O cerrado *sensu stricto* amostrado é rico em espécies lenhosas. O índice de Shannon (H') foi de 3,10 em 1997 e de 3,13 em 2002 e a equabilidade (J) foi de 0,72, para 1997 e 0,73, para 2002, indicando elevada diversidade e baixa dominância ecológica. Índices de diversidade podem variar entre localidades como, por exemplo, Felfili et al. (1994, 1997), comparando estudos realizados em várias áreas de cerrado *sensu stricto* na Chapada Pratinha e Veadeiros, considerando os indivíduos a partir de 5 cm de diâmetro, verificaram que os valores do índice de Shannon variaram, respectivamente, entre 3,10 e 3,70 com a maioria das áreas apresentando valores em torno de 3,50. Marimon et al. (1998), estudando um cerrado de encosta em Nova Xavantina - MT, encontraram valores de H' de 3,54 e de J de 0,76, um pouco acima dos encontrados neste estudo. O limite de inclusão de 3 cm para o diâmetro mínimo pode ter permitido a inclusão de mais espécies. O gradiente altitudinal observado naquele estudo pode também ter determinado uma diferenciação na fitofisionomia e composição florística.

As mudanças quanto à diversidade de espécies verificadas no presente estudo no período de cinco anos foram menores que aquelas encontradas por Felfili et al. (2000) ($H' = 3,46/3,36$ e $J = 0,84/0,86$), em um período de nove anos. Distúrbio como o fogo, por exemplo, demonstrou pouca influência sobre a diversidade de espécies no presente estudo, em razão, possivelmente, de queimadas periódicas no passado já ter excluído as espécies mais sensíveis. Moreira (2000) verificou que o fogo não afetou a riqueza de espécies em um cerrado de Brasília. Hoffmann (1999) considera que a perda de espécies sensíveis ao fogo representa um efeito negativo à alta diversidade de plantas lenhosas do cerrado.

A altura média dos indivíduos amostrados nos dois inventários foi similar ($3,39 \pm 1,8m$ e $3,65 \pm 1,8m$; amplitude 13 - 0,5m e 13,5 e 0,63m, respectivamente para o primeiro e segundo inventários) caracterizando a comunidade dentro do padrão de altura da vegetação de cerrado *sensu stricto*. As árvores que atingiram alturas mais expressivas foram aquelas indicadoras de solos mesotróficos que, geralmente, crescem um pouco mais que em solos distróficos. *Qualea grandiflora* foi a espécie, entre as dez de maior VI, que atingiu maior altura (13m no primeiro inventário e 13,5 no segundo), porém apenas um indivíduo. As demais espécies emergentes, quase todas indicadoras de solos mesotróficos, ocorreram em densidades abaixo de 25 ind./ha.

Em 1997, foram registrados 1266 indivíduos com uma área basal 13,07 m²/ha. Em 2002, registrou-se 1045

Tabela 1 – Densidade, área basal e Valor de Importância (VI) em um cerrado mesotrófico na Fazenda da Serra, Nova Xavantina - MT, em dois inventários (1997 - 2002) em ordem decrescente do VI da amostragem de 1997. M = número de indivíduos mortos; R = número de indivíduos recrutados.

Table 1 – Density, basal area and Importance Value (VI) recorded in a mesotrophic cerrado at Serra farm, Nova Xavantina – MT, in two inventories (1997 – 2002) in decreasing order of VI the sample of 1997. M = number of dead individuals; R = number of individuals recruited.

Espécies	Família	Densidade (nº de ind./ha)		Área basal (m ² /ha)		VI		M	R
		1997	2002	1997	2002	1997	2002		
<i>Davilla elliptica</i> A. St-Hil.	Dilleniaceae	376,2	250,8	0,8502	0,6978	34,91	*30,14	83	4
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	Vochysiaceae	282,5	246,0	1,2289	1,2297	34,85	*36,19	25	2
<i>Curatella americana</i> L.	Dilleniaceae	196,8	187,3	0,8492	0,9056	25,35	*28,19	9	3
# <i>Callisthene fasciculata</i> (Spreng.) Mart.	Vochysiaceae	133,3	131,7	0,8220	0,8900	21,65	*24,19	4	3
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	131,7	109,5	0,6826	0,6604	20,51	*20,94	15	1
<i>Lafoensia pacari</i> A. St. Hil.	Lythraceae	119,0	96,8	0,2097	0,2317	13,50	*14,43	22	8
<i>Kielmeyera rubriflora</i> A. St. Hil.	Clusiaceae	115,9	95,2	0,2329	0,2273	13,00	*13,13	15	2
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	41,3	25,4	0,2697	0,1308	8,26	*7,72	6	0
<i>Byrsonima verbascifolia</i> Rich. ex A.Juss.	Malpighiaceae	34,9	25,4	0,1981	0,1308	6,45	5,44	7	1
# <i>Luehea paniculata</i> Mart.	Malvaceae	25,4	27,0	0,2380	0,2465	6,04	*6,96	1	2
<i>Erythroxylum engleri</i> O. E. Schulz	Erythroxylaceae	34,9	34,9	0,0898	0,1153	5,97	*7,65	3	3
# <i>Magonia pubescens</i> A. St. Hil.	Sapindaceae	23,8	19,0	0,2142	0,1704	5,88	5,31	3	0
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	Malpighiaceae	23,8	19,0	0,1177	0,1135	5,34	4,84	3	0
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	Fabaceae	33,3	25,4	0,0637	0,0634	4,53	4,38	6	1
<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	Asteraceae	27,0	14,3	0,0723	0,0361	4,53	2,68	8	0
# <i>Terminalia argentea</i> Mart. & Zucc.	Combretaceae	9,5	7,9	0,2173	0,2234	4,37	4,38	1	0
# <i>Astronium fraxinifolium</i> Schott.	Anacardiaceae	25,4	20,6	0,1113	0,1108	4,29	4,22	3	0
# <i>Salverbia convallariaeodora</i> A.St-Hil.	Vochysiaceae	20,6	17,5	0,0980	0,1102	4,10	4,02	2	0
# <i>Pseudobombax tomentosum</i> (Mart. & Zucc.) Robyns.	Malvaceae	12,7	9,5	0,1417	0,1591	3,82	3,91	2	0
<i>Sclerobium aureum</i> (Tul.) Benth.	Fabaceae	17,5	15,9	0,0820	0,0836	3,75	4,05	1	0
<i>Vochysia rufa</i> (Spreng.) Mart.	Vochysiaceae	14,3	9,5	0,0879	0,0479	3,66	2,54	3	0
<i>Byrsonima crassa</i> Nied.	Malpighiaceae	20,6	9,5	0,0460	0,0332	3,47	2,13	7	0
<i>Annona coriacea</i> Mart.	Annonaceae	17,5	15,9	0,0356	0,0384	2,98	3,04	1	0
<i>Tabebuia aurea</i> Benth. & Hook. F. ex S. Moore	Bignoniaceae	11,1	11,1	0,0934	0,1053	2,94	3,34	0	0
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	Fabaceae	9,5	7,9	0,1086	0,1002	2,84	2,63	1	0
<i>Ouratea hexasperma</i> (A. St. Hil.) Benth	Ochnaceae	11,1	11,1	0,0346	0,0430	2,44	2,81	0	0
<i>Myrcia lanuginosa</i> O. Berg	Myrtaceae	17,5	11,1	0,0207	0,0249	2,38	2,12	4	0
# <i>Bauhinia cupulata</i> Bent.	Fabaceae	14,3	14,3	0,0377	0,0323	2,22	2,18	1	1

Continua...
To be continued...

Tabela 1 – Continuação...
Table 1 – Continued...

Espécies	Família	Densidade (nº de ind./ha)		Área basal (m ² /ha)		VI		M	R
		1997	2002	1997	2002	1997	2002		
		# <i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltdl.	Rubiaceae	11,1	9,5	0,0331	0,0337		
<i>Erythroxylum suberosum</i> A. St-Hil.	Erythroxylaceae	11,1	7,9	0,0312	0,0308	2,19	2,00	2	0
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Fabaceae	7,9	6,3	0,0435	0,0317	1,97	1,69	1	0
<i>Eugenia punicifolia</i> (Kunth) DC.	Myrtaceae	11,1	6,3	0,0092	0,0069	1,92	1,16	4	1
<i>Myrcia camapanensis</i> N.J.E. Silveira	Myrtaceae	9,5	7,9	0,0245	0,0248	1,82	1,70	1	0
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Anacardiaceae	7,9	6,3	0,0255	0,0246	1,75	1,60	1	0
<i>Conarus suberosus</i> Planch.	Connaraceae	7,9	7,9	0,0179	0,0278	1,66	1,97	1	1
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	Apocynaceae	6,3	6,3	0,0403	0,0431	1,64	1,83	0	0
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	6,3	6,3	0,0549	0,0699	1,61	1,93	0	0
<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. & Zucc.) Robyns	Malvaceae	3,2	3,2	0,0810	0,0762	1,56	1,59	0	0
<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.	Erythroxylaceae	7,9	4,8	0,0071	0,0049	1,53	1,04	2	0
<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	Erythroxylaceae	7,9	3,2	0,0061	0,0030	1,52	0,69	3	0
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Bignoniaceae	6,3	6,3	0,0277	0,0327	1,49	1,79	0	0
<i>Plenckia populnea</i> (Reiss.) Lundell	Celastraceae	4,8	4,8	0,0480	0,0629	1,45	1,75	0	0
<i>Diospyros burchellii</i> Hiern.	Ebenaceae	6,3	4,8	0,0238	0,0268	1,44	1,31	1	0
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Endl.	Ochnaceae	4,8	4,8	0,0464	0,0545	1,43	1,65	0	0
<i>Lueteburgia praecox</i> (Harms) Harms	Fabaceae	6,3	6,3	0,0653	0,0765	1,32	1,55	0	0
<i>Myrcia aurata</i> O. Berg.	Myrtaceae	9,5	7,9	0,0125	0,0121	1,26	1,32	1	0
<i>Mezilaurus crassiramea</i> (Meisn.) Taub.	Lauraceae	4,8	4,8	0,0470	0,0436	1,23	1,28	0	0
<i>Simarouba versicolor</i> A. St-Hill	Simaroubaceae	3,2	3,2	0,0520	0,0596	1,21	1,38	0	0
# <i>Dipteryx alata</i> Vogel	Fabaceae	4,8	4,8	0,0230	0,0278	1,15	1,32	0	0
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchal	Burseraceae	4,8	4,8	0,0398	0,0592	1,14	1,48	0	0
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Fabaceae	4,8	4,8	0,0302	0,0355	1,02	1,51	0	1
<i>Byrsonima basiloba</i> A. Juss.	Malpighiaceae	3,2	3,2	0,0244	0,0238	0,87	0,94	0	0
<i>Aspidosperma nobile</i> Müll. Arg.	Apocynaceae	4,8	4,8	0,0116	0,0152	0,80	0,93	0	0
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	Moraceae	3,2	3,2	0,0096	0,0112	0,69	0,79	0	0
<i>Himantanthus obovatus</i> (Müll.Arg.) Woodson	Apocynaceae	3,2	1,6	0,0056	0,0033	0,65	0,37	1	0
<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	Combretaceae	1,6	1,6	0,0290	0,0346	0,64	0,75	0	0
# <i>Eugenia dysenterica</i> DC.	Myrtaceae	3,2	3,2	0,0215	0,0234	0,63	0,71	0	0
<i>Acosmium dasycarpum</i> (Vogel) Yakovl.	Fabaceae	3,2	1,6	0,0032	0,0030	0,62	0,36	1	0

Continua...
To be continued...

Tabela 1 – Continuação...
Table 1 – Continued...

Espécies	Família	Densidade (n° de ind./ha)		Área basal (m ² /ha)		VI		M	R
		1997	2002	1997	2002	1997	2002		
<i>Mouriri elliptica</i> Mart.	Melastomataceae	3,2	3,2	0,0198	0,0232	0,61	0,71	0	0
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Fabaceae	3,2	3,2	0,0023	0,0073	0,61	0,74	0	0
<i>Ferdinandusa elliptica</i> Pohl	Rubiaceae	1,6	0	0,0211	0	0,55	0	1	0
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex Schmidt) Lundell	Nyctaginaceae	3,2	3,2	0,0108	0,0145	0,50	0,60	0	0
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott. & Endl.	Malvaceae	1,6	1,6	0,0123	0,0133	0,44	0,49	0	0
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	Apocynaceae	1,6	1,6	0,0072	0,0074	0,38	0,42	0	0
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Fabaceae	1,6	1,6	0,0029	0,0038	0,32	0,37	0	0
<i>Vernonia ferruginea</i> Less.	Asteraceae	1,6	1,6	0,0025	0,0044	0,32	0,38	0	0
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Proteaceae	1,6	1,6	0,0023	0,0032	0,32	0,36	0	0
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae	1,6	0	0,0016	0	0,31	0	1	0
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K. Schum	Rubiaceae	1,6	0	0,0014	0	0,31	0	1	0
<i>Neea theifera</i> Oerst.	Nyctaginaceae	1,6	1,6	0,0010	0,0016	0,30	0,34	0	0
<i>Kielmeyera speciosa</i> A. St. Hil.	Clusiaceae	1,6	1,6	0,0009	0,0009	0,30	0,34	0	0
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae	1,6	1,6	0,0008	0,0013	0,30	0,34	0	0
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	Polygonaceae	0	4,8	0	0,0048	0	0,58	0	3
<i>Alibertia elliptica</i> (Cham.) K. Schum.	Rubiaceae	0	1,6	0	0,0016	0	0,34	0	1
Total		2009,5	1652,2	8,2441	8,032				

* Espécies com os dez maiores IVIs no inventário em 2002.

Espécies indicadoras de solos mesotróficos

indivíduos com a área basal de 12,87 m²/ha. Entre 1997 e 2002 verificou-se uma redução de 17,5% na densidade e 1,5% em área basal (Tabela 1). Esse resultado difere dos encontrados por Silva (1999) em um intervalo de 12 anos (30% e 23%) e por Felfili et al. (2000) em um intervalo de nove anos (4,2% e 3,7%), sugerindo que há variações nos distúrbios causados sobre a vegetação do cerrado. Fogos, por exemplo, podem ser mais ou menos danosos sobre a vegetação lenhosa, quando prescritos em diferentes épocas do ano, horário, velocidade de deslocamento e quantidade de biomassa seca acumulada. Silva (1999) salienta que acréscimo ou redução no número de indivíduos e de espécies, em intervalos similares, tem sido frequentemente encontrado com maior ou menor intensidade em estudos dessa natureza.

As queimadas na área estudada ocorreram em 1994 e 1999, três anos anteriores a cada inventário. As duas queimadas ocorreram próximas ao final da estação seca, a primeira ocorreu no final da tarde, quando a temperatura se encontrava mais amena, e a segunda não se tem registro do horário, ambas atingindo todas as parcelas. Em razão da primeira medição ter sido feita três anos após a passagem do fogo, optou-se por fazer a segunda medição no mesmo intervalo de tempo, para que os resultados fossem comparativos. A mortalidade de *Davilla elliptica*, *Qualea parviflora*, *Lafoensia pacari* e *Q. grandiflora* causada logo após a queima reforça a idéia de que o fogo tenha passado no horário mais quente do dia. Dessa forma, acredita-se que os distúrbios causados sobre a vegetação lenhosa tenham tido forte participação do fogo. Estudos anteriores em áreas de cerrado *s.s.* no Distrito Federal mostraram que o fogo foi o principal responsável pelo desbaste da vegetação lenhosa (FELFILI et al., 2000; HOFFMANN, 1996, 1999; MOREIRA, 2000; SILVA, 1999).

As famílias mais ricas em espécies foram Fabaceae (11 spp.), Vochysiaceae e Myrtaceae (6), Malpighiaceae, Erythroxylaceae e Apocynaceae (4) e Combretaceae e Malvaceae (4). Neste estudo, a riqueza de espécie em nível de família está de acordo com inventários realizados em outras regiões de cerrado *s.s.*, que apontam Vochysiaceae e Leguminosae (atual Fabaceae) como as famílias mais importantes (FELFILI et al., 1994, 1997; FELFILI & SILVA JUNIOR, 1993; RATTER & DARGIE, 1992; RATTER et al., 1996, 2003).

A maioria das famílias não diferiu no número de espécies para os dois inventários, exceto Myrtaceae e Rubiaceae que diminuíram uma espécie cada, no período

de 1997 a 2000. Felfili et al. (2000) observaram mudanças no número de espécies para seis famílias (Fabaceae, Melastomataceae, Apocynaceae, Myrtaceae, Bignoniaceae e Salicaceae).

A família Fabaceae foi representada com 11 gêneros em ambos os inventários. Dezenove famílias apresentaram somente um gênero. Os gêneros mais ricos foram *Byrsonima* e *Erythroxylum* com quatro espécies cada. Esses resultados são similares aos encontrados por Felfili et al. (2000) e Silva (1999), diferindo um pouco no número de famílias (17) com um gênero apenas. As dez famílias mais importantes apresentaram cerca de 78% da densidade total e 86% da área basal total em ambas as ocasiões. Nota-se que a maioria das espécies de plantas da comunidade estudada é rara. Variações pequenas na densidade e área basal das espécies entre localidades deverão ocorrer, em razão das diferenças na umidade, fertilidade, temperatura, textura, profundidade do solo e, muitas vezes, simplesmente variações randômicas. Felfili et al. (2000) encontraram tanto para a densidade, como para a área basal percentuais menores (75%) que os encontrados para este estudo.

Em 2002, as mudanças mais acentuadas foram observadas para Dilleniaceae, Malpighiaceae, Clusiaceae e Lythraceae. Dilleniaceae teve a densidade reduzida em 23,5% e a área basal em 5,6%, Malpighiaceae 30,8% e 22%, Clusiaceae 17,6% e 2,4% e Lythraceae que teve a densidade reduzida em 18,7% e a área basal aumentada em 10,5%. Dilleniaceae e Clusiaceae apresentaram redução na densidade e área basal em razão da elevada mortalidade e o não recrutamento, principalmente de *Davilla elliptica* e *Kielmeyera rubriflora*. A mortalidade de *Byrsonima verbascifolia* e *B. crassa* contribuiu para a redução tanto da densidade quanto da área basal da família Malpighiaceae, sugerindo forte sensibilidade a distúrbios, nesse caso, aparentemente, causado pelo fogo. Observa-se que, mesmo com uma forte redução na densidade das Dilleniaceae, Malpighiaceae e Clusiaceae, a área basal dessas famílias sofreu pouca diferença, o que se deve ao fato de a mortalidade ter ocorrido, principalmente, nos indivíduos de menores diâmetros. Lythraceae apresentou recrutamento de vários indivíduos e o aumento em diâmetro, sendo *Lafoensia pacari* a espécie que contribuiu com o maior recrutamento (8 ind.) na área de estudo (Tabela 1), sugerindo ser uma espécie capaz de se recuperar rapidamente. Redução na densidade de determinadas espécies pode ter diminuído a competição, favorecendo o incremento, tanto na área basal, como no número de indivíduos de outras espécies.

As dez espécies de maior valor de importância (VI) para o ano de 1997, compreenderam 61,5% do VI total e 63,2 %, para o ano de 2002 (Tabela 1). No segundo levantamento verificou-se um pequeno incremento no VI (1,7%) entre as dez mais importantes e uma inversão de posição entre *Qualea parviflora* e *Davilla elliptica*, e entre *Byrsonima verbascifolia* e *Erythroxylum engleri*, esta última passando a ocupar a nona posição. Essa troca de posição ocorreu, em razão da mortalidade de vários indivíduos, logo após a passagem do fogo, afetando, principalmente, a densidade das espécies.

As dez principais espécies em 1997 reuniram 72,5% e 67,8% da densidade e área basal totais, enquanto em 2002 somaram 72,3% e 66,6%. As mesmas principais espécies do inventário de 1997 sofreram redução na densidade (13,8 %) e na área basal (1,7%) no inventário de 2002, quando comparado com os totais de 1997. Dessa redução na densidade, cinco espécies (*Davilla elliptica*, *Qualea parviflora*, *Q. grandiflora*, *Lafoensia pacari* e *Kielmeyera rubriflora*) contribuíram com 11,4%, em razão da alta mortalidade de indivíduos (187), aparentemente em decorrência do fogo e do baixo recrutamento (Tabela 1). É notável que tal mortalidade concentrou-se nos indivíduos das espécies mais densas, menores em alturas e com cascas menos resistentes ao fogo. As médias de alturas dos indivíduos mortos de *Davilla elliptica*, *Lafoensia pacari* e *Kielmeyera rubriflora* ($2,2 \pm 0,7\text{m}$; $2,3 \pm 0,9\text{m}$ e $1,9 \pm 0,8\text{m}$, respectivamente) estiveram a poucos centímetros abaixo da média de altura ($2,4 \pm 0,7\text{m}$; $3,0 \pm 0,9\text{m}$ e $2,4 \pm 0,9\text{m}$) das populações amostradas em 2002, sugerindo que a casca dessas três espécies são menos resistentes ao fogo, ao contrário do encontrado para *Qualea parviflora* e *Q. grandiflora*, onde as médias de alturas dos indivíduos mortos ($2,4 \pm 1,5\text{m}$ e $2,6 \pm 1,6\text{m}$, respectivamente) ficaram mais de 1m abaixo das médias das populações local ($3,6 \pm 1,3\text{m}$ e $4,2 \pm 2,0\text{m}$). Tal fato sugere aparente resistência ao fogo a estas duas espécies, ao atingirem alturas maiores, podendo estar relacionado tanto com a resistência da casca, quanto a altura da copa ou ambos, distanciando as partes mais sensíveis (meristemas apicais e gemas) da ação direta ou do calor do fogo mais acentuado próximo à superfície do solo, durante sua passagem. Hoffmann (1996) demonstrou que o fogo tem efeito negativo sobre o estabelecimento de algumas espécies plantas do cerrado no primeiro ano de vida. A baixa redução em diâmetro demonstra que houve um crescimento radial suficiente para repor a perda da área basal decorrente da mortalidade, ou então a mortalidade coincidiu mais em indivíduos finos

com baixa contribuição no conjunto da área basal. O desbaste da vegetação pelo fogo deve ter contribuído para um incremento no desenvolvimento radial das espécies remanescentes, compensando, assim, a perda em área basal devido à mortalidade de indivíduos. Depois da passagem do fogo a densidade da vegetação tendeu a reduzir, porém o seu efeito sobre o crescimento radial em um curto espaço de tempo, pôde ser compensado por efeitos positivos resultantes da abertura da vegetação (HOFFMANN, 2002) diminuindo a competição por luz e nutrientes disponíveis no solo, oriundos da rápida ciclagem de nutrientes favorecida pelo fogo. Felfili et al. (2000) observaram menor diferença para a densidade (2,6%) e maior para a área basal (3%) em um período de nove anos. Felfili et al. (2000) e Silva (1999) verificaram que fogos periódicos causaram diferenças pequenas na densidade e área basal das espécies do cerrado *sensu stricto* no Distrito Federal. Hoffmann (1999) salienta que fogos frequentes no cerrado causaram redução na densidade e tamanho de plantas lenhosas, porém os efeitos do fogo em nível populacional variam consideravelmente entre as espécies. Felfili (1995) verificou diferenças em 2% na densidade em uma floresta de galeria do DF, no intervalo de seis anos. Diversos estudos em florestas tropicais (MANOKARAN & KOCHUMMEN, 1987; OKALI & OLA-ADAMS, 1987; SWAINE et al., 1987a,b) mostraram que ocorreram diferenças na densidade das espécies em função da mortalidade e variação no recrutamento.

Trinta e duas espécies (44,4%) mantiveram a mesma densidade entre 1997 e 2002. Considerando as 10 espécies mais importantes, *Luehea paniculata* foi a única que aumentou a densidade em 2 ind./ha (8%), nove reduziram, variando de 2 a 27 ind./ha, exceto para *Davilla elliptica*, que sofreu elevada diminuição de 125 ind./ha (33,2%), provavelmente, pela ação do fogo. Cerca de 17% das espécies encontradas aumentaram ou diminuíram em mais do que 5 ind./ha no intervalo de cinco anos. Esses resultados sugerem que a comunidade mantém-se estável, garantindo a estrutura fisionômica da área de estudo. Felfili et al. (2000) verificaram que 54% das espécies encontradas no cerrado de Brasília aumentaram ou diminuíram mais do que 5 ind./ha em um período de nove anos.

Dos indivíduos amostrados no primeiro inventário, 260 (20,5%) morreram enquanto 39 (3,1%) novos indivíduos foram recrutados. As espécies com alto número de mortos também foram as de maior VI (Tabela 1). Felfili et al. (2000) observaram que de 948 ind./ha, 162 (17,1%) morreram e 117 (12,3%) recrutaram, demonstrando um maior

equilíbrio entre mortalidade e recrutamento do que neste estudo. Essa alta mortalidade deve estar associada à intensidade do fogo na área, que pode variar de queima a queima, de modo que não deve atuar igualmente na extensa área que atinge. A área estudada está anexada a um extenso trecho de cerrado acidentado, impróprio para o cultivo, portanto, quando se inicia um incêndio, pode-se manter queimando por vários dias seguidos. Nesse caso a intensidade do fogo deve variar dependendo do horário em que ele é prescrito ao longo da extensa área. A primeira queima ocorreu no final da tarde, afetando com menor intensidade a vegetação lenhosa. Para a segunda queima não temos informação do horário, porém os resultados sugerem ter ocorrido em horário crítico do dia, promovendo fogo de maior dimensão e comprometendo a vegetação de forma mais significativa.

A distribuição de diâmetros dos indivíduos da comunidade (Figura 1) mostra que a mortalidade ocorreu quase que totalmente na primeira classe de diâmetro.

Para o ano de 1997, a maioria dos indivíduos da comunidade (c. 70%) concentrou-se na primeira e segunda classes de diâmetros (3 - 9 cm), demonstrando uma

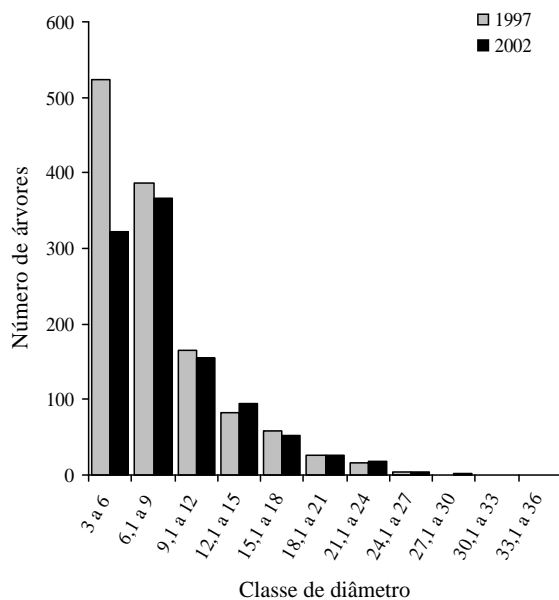


Figura 1 – Distribuição de diâmetro em uma comunidade de cerrado mesotrófico nos anos de 1997 e 2002 na Fazenda da Serra, Nova Xavantina, MT.

Figure 1 – Distribution of diameter in a community of mesotrophic cerrado in 1997 and 2002 at Serra farm, Nova Xavantina, MT.

tendência à distribuição em J - invertido, indicando recrutamento contínuo (FELFILI et al., 2000). Já em 2002, analisando o quociente “q” verifica-se que a perda de indivíduos jovens, na primeira classe diamétrica, foi grande, causando um desequilíbrio diamétrico entre a primeira e a segunda classe, o que pode afetar o recrutamento nas classes posteriores em anos subsequentes. A partir da segunda classe, a comunidade manteve o J – invertido, com pequenas diferenças para mais ou para menos. Felfili & Silva Júnior (1988) encontraram situação similar em um cerrado do Distrito Federal e sugeriram ter o cerrado distribuição irregular equilibrada, com uma distribuição tendendo à balanceada. Excetuando a primeira classe de diâmetro para o ano de 2002, a razão entre a frequência de uma classe diamétrica para a imediatamente inferior ocorreu de forma mais ou menos constante, demonstrando que distúrbios, nesse intervalo de tempo, não afetaram indivíduos de diâmetros maiores, reforçando a hipótese de que o fogo tenha contribuído com tais diferenças, afetando, principalmente, indivíduos de diâmetros menores.

As distribuições de diâmetros das espécies que obtiveram maiores números de mortos estão apresentadas na Figura 2. O maior número de indivíduos de *Davilla elliptica*, *Qualea parviflora*, *Lafoensia pacari* e *Q. grandiflora* concentrou-se nas menores classes de diâmetro (3 - 13 cm), ocorrendo poucos indivíduos para as classes subsequentes. Felfili & Silva Júnior (1988) encontraram resultados similares para 17 espécies de maior índice de valor de importância em um cerrado do Distrito Federal. Espera-se que o número de indivíduos por classe de diâmetro sofra uma redução proporcional ao longo das classes, sugerindo um equilíbrio entre mortalidade e recrutamento (FELFILI & SILVA JÚNIOR, 1988).

Davilla elliptica em 1997, apresentou 70% dos indivíduos na primeira classe de diâmetro (3 - 5 cm), diminuindo para 56%, em 2002. Considerando o número de indivíduos da primeira classe no ano de 2002, estes representaram apenas 37% do total de indivíduos do ano de 1997, demonstrando grande mortalidade e baixo recrutamento nessa classe diamétrica. A frequência de indivíduos da classe anterior para a seguinte, no ano de 1997, ocorreu de forma desbalanceada, onde a redução na frequência de indivíduos da primeira classe e o acréscimo na terceira, em 2002, levou a distribuição diamétrica desta espécie a ocorrer numa razão constante, balanceada. A segunda classe (7,1 - 11 cm) permaneceu mais ou menos equilibrada, sendo que a diferença parece estar associada à mudança de alguns indivíduos para a classe seguinte.

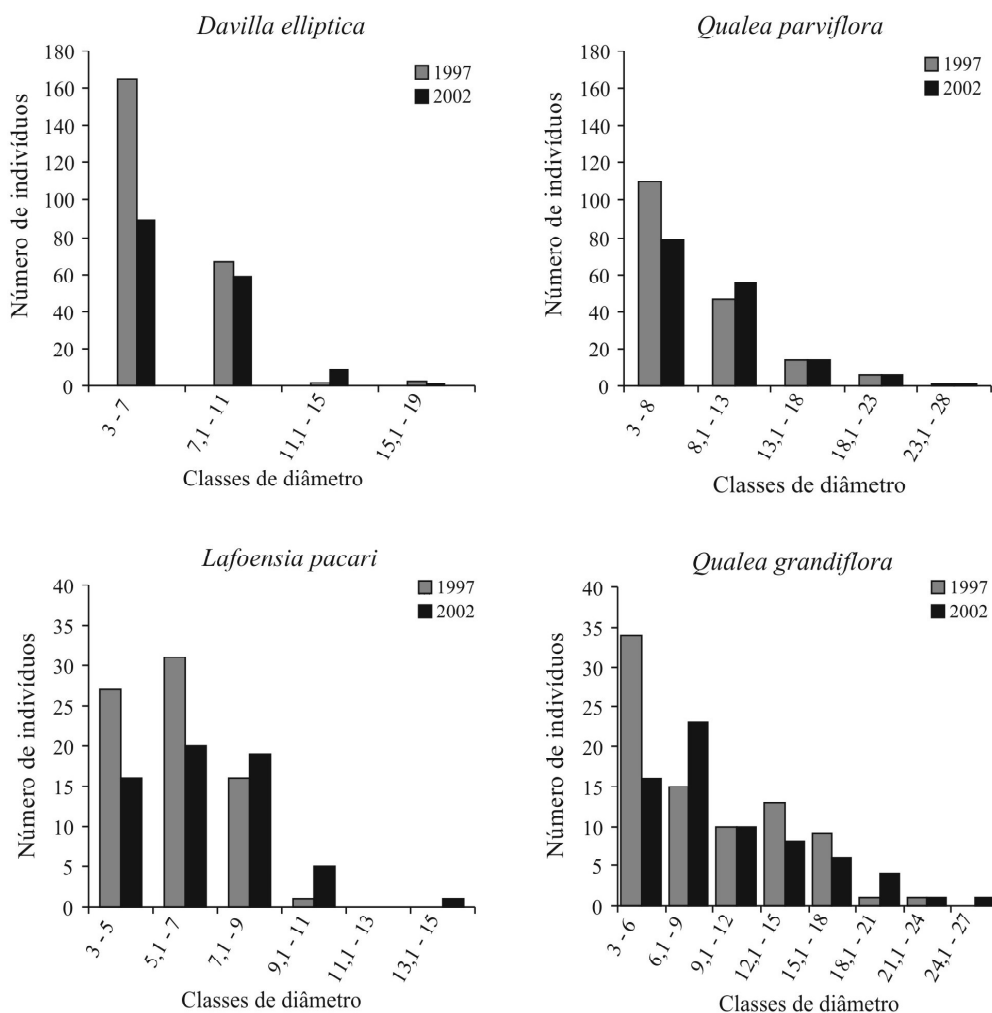


Figura 2 – Distribuição de diâmetros das espécies que tiveram maior percentual de mortalidade em 2002, no cerrado mesotrófico na Fazenda da Serra, Nova Xavantina, MT.

Figure 2 – Distribution of the diameter of the species with higher percentages of mortality in 2002, in a mesotrophic cerrado at Serra farm, Nova Xavantina, MT.

Para *Qualea parviflora* o número de indivíduos na primeira classe de diâmetro reduziu de 62% em 1997, para 44% em 2002. Além da mortalidade, a mudança de alguns indivíduos para a classe seguinte contribuiu para esta diferença. A redução acentuada de indivíduos na primeira classe levou, tanto para *Davilla elliptica* como para *Q. parviflora*, a uma distribuição tendendo a um balanceamento mais equilibrado no segundo inventário.

O número de indivíduos de *Lafoensia pacari* foi reduzido na primeira e segunda classe de diâmetro, mas teve aumento na terceira e quarta, sugerindo que indivíduos

de diâmetros inferiores são mais sensíveis ao fogo que os de diâmetros superiores. Indivíduos jovens de espécies do cerrado ainda não desenvolveram suficientemente a camada suberosa, para se proteger do fogo e desse modo, a mortalidade de indivíduos jovens torna-se acentuada, principalmente se o fogo atinge grandes dimensões.

O número de indivíduos da primeira classe de diâmetro de *Qualea grandiflora* diminuiu de 41% em 1997, para 19% em 2002. Essa redução esteve relacionada à mortalidade e passagem de indivíduos da classe anterior para a seguinte. A segunda e a sexta classe tiveram aumento no número de

indivíduos, enquanto a quarta e a quinta sofreram redução. Este acentuado desequilíbrio no número de indivíduos, por classe de diâmetro, indica que a espécie vem sofrendo com os distúrbios naturais ou pelo fogo. Felfili & Silva Júnior (1988) observaram que esta espécie em um cerrado do Distrito Federal apresentou irregularidades na distribuição do diâmetro e consideraram que esse fato, poderia indicar problemas de regeneração natural. A alta mortalidade de indivíduos na primeira classe de diâmetro sugere que o baixo recrutamento deve estar ocorrendo pelo mesmo fato. Essa espécie esteve presente em mais de 50% de 376 áreas analisadas do bioma cerrado (RATTER et al., 2003) demonstrando ter ampla distribuição e suportando bem os distúrbios naturais causados principalmente pelo fogo.

Kielmeyera rubriflora também contribuiu com a alta mortalidade, principalmente de indivíduos jovens e apresentou sua distribuição fortemente irregular, o que sugere estar tendo problemas de regeneração natural em anos anteriores ou o J – invertido não seja a distribuição de equilíbrio para esta espécie.

Em razão do histórico do fogo na área de estudo ter ocorrido três anos antes de cada inventário e a segunda queima ter provocado tamanha mortalidade de indivíduos de algumas espécies, sugere-se que, em estudos dessa natureza, cuidados deverão ser tomados em registrar o mês de ocorrência, o horário e as condições ambientais gerais no momento em que ocorreram os fogos. Estes fatores poderão contribuir para o entendimento das mudanças importantes ocorridas para algumas espécies e que, aparentemente, se diferem de queima a queima.

Comparando os resultados dos dois inventários, verificou-se uma diminuição na densidade e área basal, sendo necessário a continuidade do monitoramento em longo prazo para se determinar padrões e modelar a dinâmica da comunidade. O fogo, nesse cerrado parece ter atuado como desbaste, reduzindo a densidade das espécies lenhosas, embora tenha mantido praticamente a mesma área basal, em razão, provavelmente, da redução na competição por luz e nutrientes disponíveis no solo.

4 CONCLUSÕES

Três espécies raras (*Ferdinandusa elliptica*, *Myrcia tomentosa* e *Tocoyena formosa*) foram excluídas e duas (*Alibertia elliptica* e *Coccoloba mollis*) ingressaram na área de estudo, desse modo, a diversidade e a riqueza de espécies não foram afetadas.

As alterações causadas na densidade foram altas para algumas espécies (*Davilla elliptica*, *Qualea*

parviflora, *Lafoensia pacari*), afetando, principalmente, indivíduos pequenos das espécies mais abundantes. Já, para a área basal, a diferença foi pequena no intervalo de cinco anos. A mortalidade das espécies mais abundantes direcionou a comunidade a uma distribuição de diâmetros menos regular, afetando, principalmente, a primeira classe de diâmetro.

Os resultados sugerem que as mudanças ocorridas na área de estudo tenham sido em função dos distúrbios causados pelo fogo, que atuou como desbaste reduzindo a densidade das espécies lenhosas, porém não afetando a área basal, mantendo o equilíbrio diamétrico.

5 AGRADECIMENTOS

Ao proprietário Vasco C. de Oliveira por ter disponibilizado a área para o estudo. À Solange F. Rodrigues, Eleuza Andrade e Adão Carvalho pelo auxílio na coleta de dados. Às professoras Beatriz S. Marimon e Jeanine M. Felfili pelas valiosas sugestões e revisão crítica do manuscrito.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BRASIL. Ministério das Minas e Energia. **Projeto RADAMBRASIL**: folha 5D.22, Goiás, geologia, geomorfologia, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1981. 636 p. (Levantamento de Recursos Naturais, 25).
- CHASE, M.; BREMER, B.; BREMER, K.; REVEAL, J. L.; SOLTIS, D. E.; SOLTIS, P. S.; STEVENS, P. F. 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, p. 399-436, 2003.
- COUTINHO, L. M. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. In: HUNTLEY, B. J.; WALKER, B. H. (Eds.). **Ecology of tropical savanna**. Berlin: Springer-Verlag, 1982. p. 273-291. (Ecological Studies, 42).
- COUTINHO, L. M. O cerrado e a ecologia do fogo. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 68, p. 23-30, 1990.
- CURTIS, J. T.; McINTOSH, R. P. The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. **Ecology**, Durham, v. 31, p. 434-455, 1950.
- CURTIS, J. T.; McINTOSH, R. P. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. **Ecology**, Durham, v. 32, p. 476-496, 1951.

- DURIGAN, G.; RATTER, J. A. Successional changes in cerrado and cerrado/forest ecotonal vegetation in western São Paulo state, Brazil, 1962-2000. **Edinburgh Journal of Botany, Edinburgh**, v. 63, p. 119-130, 2006.
- FELFILI, J. M. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1986-1991). **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 11, p. 1-11, 1995.
- FELFILI, J. M.; HARIDASAN, M.; MENDONÇA, R. C.; FILGUEIRAS, T. S.; SILVA JUNIOR, M. C.; REZENDE, A. V. Projeto biogeografia do bioma cerrado: vegetação e solos. **Cadernos de Geociências**, São Paulo, v. 12, p. 75-166, 1994.
- FELFILI, J. M.; REZENDE, A. V.; SILVA JÚNIOR, M. C.; SILVA, M. A. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 16, p. 579-590, 2000.
- FELFILI, J. M.; SILVA JUNIOR, M. C. Distribuição de diâmetros numa faixa de cerrado na Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília - DF. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 2, p. 85-104, 1988.
- FELFILI, J. M.; SILVA JUNIOR, M. C. A comparative study of cerrado (*sensu stricto*) vegetation in Central Brasil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 9, p. 277-289, 1993.
- FELFILI, J. M.; SILVA JUNIOR, M. C. Floristic composition, phytosociology and comparison of cerrado and gallery forests at Fazenda Água Limpa Federal District, Brazil. In: FURLEY, P. A.; PROCTOR, J.; RATTER, J. A. (Eds.). **Nature and dynamics of forest-savanna boundaries**. London: Chapman & Hall, 1992. p. 393-416.
- FELFILI, J. M.; SILVA JUNIOR, M. C.; REZENDE, A. V.; NOGUEIRA, P. E.; WALTER, B. M. T.; FELFILI, J. M.; SILVA, M. A.; ENCINAS, J. I. Comparação do cerrado (*sensu stricto*) nas Chapadas Pratinha e dos Veadeiros. In: LEITE, L. L.; SAITO, C. H. (Orgs.). **Contribuição ao conhecimento ecológico do Cerrado**. Brasília: UnB, 1997. p. 6-11.
- FELFILI, M. C.; FELFILI, J. M. Diversidade alfa e beta no cerrado *sensu stricto* da Chapada Pratinha, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 15, p. 243-254, 2001.
- HOFFMANN, W. A. Direct and indirect effects of fire on radial growth of cerrado savanna trees. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 18, p. 137-142, 2002.
- HOFFMANN, W. A. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 84, p. 383-393, 1996.
- HOFFMANN, W. A. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: matrix model projections. **Ecology**, Durham, v. 80, p. 1354-1369, 1999.
- KLINK, A. C. Relação entre o desenvolvimento agrícola e a biodiversidade. In: PEREIRA, R. C.; NASSER, L. C. B. (Eds.). **Biodiversidade e produção sustentada de alimentos e fibras nos cerrados**. Brasília: EMBRAPA, 1996. p. 25-27.
- MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. London: Chapman & Hal, 1988. 179 p.
- MANOKARAN, N.; KOCHUMMEN, K. M. Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 3, p. 315-330, 1987.
- MARIMON, B. S.; VARELLA, R. F.; MARIMON JÚNIOR, B. H. Fitossociologia de uma área de cerrado de encosta em Nova Xavantina, Mato Grosso. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, São Paulo, v. 3, p. 82-101, 1998.
- MENDONÇA, R. C.; FELFILI, J. M.; WALTER, B. M. T.; SILVA JUNIOR, M. C.; REZENDE, A. V.; FILGUEIRAS, T. S.; NOGUEIRA, P. E. Flora vascular do cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Eds.). **Cerrado ambiente e flora**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1998. p. 289-593.
- MEYER, H. A. Structure, growth and drain in balanced uneven-aged forests. **Journal of Forest**, Amsterdam, v. 50, p. 85-92, 1952.
- MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMAN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOREAUX, J.; FONSECA, G. A. B. **Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. New York: Conservation International, 2005. 291 p.
- MITTERMEIER, R. A.; MYERS, N.; MITTERMEIER, C. G. **Hotspots earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. New York: Conservation International, 1999. 430 p.
- MOREIRA, A. G. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography**, v. 27, p. 1021-1029, 2000.

- NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 1989. 421 p.
- OKALI, D. U. U.; OLA-ADAMS, B. A. Tree population changes in treated rain forest at Omo Forest Reserve, south-western Nigeria. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 3, p. 291-313, 1987.
- RAMOS, A. E. **Efeitos da queima sobre a vegetação lenhosa do cerrado**. 1990. 142 f. 1990. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 1990.
- RATTER, J. A. Some notes on two types of cerradão occurring in north eastern Mato Grosso. In: FERRI, M. G. (Ed.). **Cerrado**. São Paulo: USP, 1971. p. 100-102.
- RATTER, J. A.; ASKEW, G. P.; MONTGOMERY, R. F.; GIFFORD, D. R. Observações adicionais sobre o cerradão de solos mesotrófico no Brasil Central. In: FERRI, M. G. (Ed.). **Cerrado**. São Paulo: USP, 1977. p. 303-316.
- RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; ATKINSON, R.; RIBEIRO, J. F. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation II: comparison of the woody vegetation of 98 areas. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 53, p. 153-280, 1996.
- RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 60, p. 57-109, 2003.
- RATTER, J. A.; DARGIE, T. C. D. An analysis of the floristic composition of 26 cerrado areas in Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 49, p. 235-250, 1992.
- RATTER, J. A.; RICHARDS, P. W.; ARGENT, G.; GIFFORD, D. R. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso: I., the woody vegetation types of the Xavantina-Cachimbo Expedition area. **Philosophical Transactions Royal Society London B**, London, v. 226, p. 449-492, 1973.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Orgs.). **Cerrado ambiente e flora**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1998. p. 89-166.
- ROSSI, C. V.; SILVA JUNIOR, M. C.; SANTOS, C. E. N. Fitossociologia do estrato arbóreo do cerrado (*sensu stricto*) no Parque Ecológico Norte, Brasília-DF. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, São Paulo, v. 2, p. 49-56, 1998.
- SHEPHERD, G. J. **FITOPAC 1: manual do usuário**. Campinas: Unicamp, 1994. 88 p.
- SILVA, M. A. **Mudanças na composição florística e estrutura de um cerrado *sensu stricto*, em um período de 12 anos (1985-1997), na Fazenda Água Limpa (FAL)-Brasília - DF**. 1999. 62 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 1999.
- SPIEGEL, M. R. **Estatística**. São Paulo: McGraw-Hill, 1977. 580 p.
- STRANGHETTI, V.; RANGA, N. T. Levantamento florístico das espécies vasculares da floresta estacional mesófila semidecídua da Estação Ecológica de Paulo de Faria - SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 21, p. 289-298, 1998.
- SWAINE, M. D.; HALL, J. B.; ALEXANDER, I. J. Tree population dynamics at Kade, Ghana (1968-1982). **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 3, p. 331-345, 1987a.
- SWAINE, M. D.; LIBERMAN, D.; PUTZ, F. E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 3, p. 359-366, 1987b.
- WALTER, B. M. T. **Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas**. 2006. 373 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2006.
- FUNDO MUNDIAL DE PROTEÇÃO A NATUREZA. **Cerrado: impactos do processo de ocupação**. Brasília, 1995. 66 p.