

GRÊNIVEL MOTA DA COSTA

**REGENERAÇÃO DA VEGETAÇÃO CAMPESTRE SOB
DISTÚRPIO DE FOGO NA CHAPADA DIAMANTINA, BAHIA,
BRASIL**

FEIRA DE SANTANA – BAHIA

2010



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE FEIRA DE SANTANA
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA

**REGENERAÇÃO DA VEGETAÇÃO DE CAMPESTRE SOB DISTÚRPIO DE
FOGO NA CHAPADA DIAMANTINA, BAHIA, BRASIL**

GRÊNIVEL MOTA DA COSTA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade Estadual de Feira de Santana como parte dos requisitos para a obtenção do título de *Mestre em Botânica*.

ORIENTADOR: PROF. DR. ABEL AUGUSTO CONCEIÇÃO (UEFS)

FEIRA DE SANTANA – BAHIA

2010

BANCA EXAMINADORA

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof. Dr. Abel Augusto Conceição
Orientador e Presidente da Banca

Feira de Santana – Bahia

2010

Aos que fazem parte da partes boas do meu mundo... Sem vocês nada teria a menor graça!

"(...) ressecam e morrem as plantas, depois renascem e vivem, o homem é que ainda não conseguiu aprender como se repetem os ciclos, com ele é uma vez para nunca mais."

José Saramago – A jangada de pedra

AGRADECIMENTOS

Nos momentos de dificuldade é que descobrimos o quanto ainda temos por aprender e àqueles que podemos contar.

Agradeço, primeiramente, ao Abel, pela orientação (desde a iniciação científica), pelos ensinamentos, paciência e, por ser o idealizador e incentivador do Projeto FOGO;

Aos meus professores da pós-graduação: Dra. Ana Maria Giuliatti, Dra. Reyjane Patrícia de Oliveira, Dra. Mírian Gimenes, Dra. Cândida Aguiar, Dr. Francisco de Assis, Dra. Lígia Funch (em especial por ter sido minha primeira orientadora), Dr. Abel Conceição, Dr. Luciano Paganucci de Queiroz. Os momentos nas disciplinas foram bastante enriquecedores.

Ao Luis Piedade, proprietário do Orquidário Pai Inácio, onde foi realizado o estudo. Ao Jurandir e Luis e suas famílias por me tratarem muito bem e sempre dispostos a ajudarem no Orquidário.

Aos companheiros de campo e de anotações: Juliana Carvalhais, Jumara Marques, Sâmia Paula, Rodrigo Rocha, Aline Moraes, Elisa Simões, Miriã Maria, Ranyere Oliveira e Marcelo Bispo.

À Juliana Carvalhais, Sâmia Paula, Carlianne Cerqueira e Aline Moraes pelas valiosas contribuições durante a escrita do trabalho... Muito obrigado!!

Aos meus amigos de ingresso no mestrado (a menor turma de todos os tempos): Jailson e Tasciano (os jovens), Alessandra Quirino, Davi Augusto e Uiara Catharina.

Aos amigos do PPGBot em especial à Uiara Catharina, grande amiga e companheira nessa jornada, ao Povo de Minas (Fabrício e Ana Luisa) por serem grandes amigos conquistados durante o mestrado, Luisa Senna pelos conselhos. À Laura (sempre incentivando), Marla, Ana Luisa, Marcos Dórea, Silvana Ferreira, Domingos Cardoso, Aline Mota, Michela Del Rey, Juliana Freitas, Anderson Nascimento, Paulo Ricardo e Tarciso Maia pela agradável companhia e diversas prosas sobre botânica na bagunçada sala 05.

Aos ex-colegas, pelas dicas, indicações e conselhos, em especial à Andrea Karla, Daniela Carneiro, Francisco Haroldo e Kelly.

À toda equipe do HUEFS: Téo, Elaine, Silvia, Zezé & Salma.

À Adriana do PpgBot por organizar a nossa vida burocrática!

À Paula Dib, Carlianne Cerqueira e Cíntia Luisa pela amizade e incentivo. Em especial à Carlianne pelo socorro no *Statistica*.

Aos meus pais Neuza e Emídio por acreditarem sempre em mim e me darem o todos os suportes para minha vida.

Aos meus irmãos Diego (por estar sempre presente me dando apóio, socorro com a digitação...), Thiago, Vagner e Adriana e aos meus sobrinhos Kevin e Cecília por compartilharem comigo bons momentos em família.

À toda minha família, especialmente à minha avó Teresinha e minha madrinha Joelma e Tia Ana, guerreiras e exemplos de vida!

Aos meus amigos de Feira de Santana, vocês tornaram tudo mais fácil: Ranyere (grande irmão), Zé Victor, Beth, Vanessa, Zé Elias, Paulo Victor, Josivan, Daniel (Fumiga), Igor, Marcos, Mércia, Matheus, Aline, Joseane, Marianna, Rodrigo, Juli, Tito Vinícius (e tantos outros que me perdoarão por ter esquecido) pelos momentos de descontração, fundamentais ao andamento de qualquer trabalho.

À Lívia, que mesmo distante, sempre está comigo. À Manuela, Fernanda, Lia e Flávia (elas nem sabem, mas estavam comigo quando decidi ser BOTÂNICO!).

Aos meus amigos de Valente/Retirolândia - BA: Mirian Santana, Mislene Ribeiro, Arienai Oliveira, Flávia Brito, Milena Moreira, Thayla, Evelyne Santana, Sidnei Pinheiro, Ive Aparecida, Neneu, Joelma, Nazarely, Alessandra, Cleide, Anaelma, Denildes, Eliana, Kelly, Jordeane pelas oportunidades de ampliar e difundir o conhecimento.

À Alinne e a Gal pelo incentivo e carinho.

À FAPESB pelo financiamento do projeto, ao CNPq pela bolsa de mestrado e À UEFS pela concessão de diárias.

Ao DEUS por ser meu refúgio, segurança, conforto e me dá condições de superar todos os obstáculos.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE TABELAS	ii
INTRODUÇÃO GERAL	1
Capítulo 1- Alterações florísticas e estruturais da vegetação em comunidade campestre submetida à queimada experimental na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil	11
Capítulo 2 - Efeito da época da queimada em uma área de transição entre campo limpo e campo rupestre na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil	42
CONSIDERAÇÕES FINAIS	74
RESUMO	76
ABSTRACT	77

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1

Figura 1 – Localização da área de estudo. À esquerda, localização da Cadeia do Espinhaço na América do Sul, adaptado de Giulietti *et al.* (1997); acima à direita, recorte do Parque Nacional da Chapada Diamantina, com a área de estudo localizada no extremo norte do parque (cinza); abaixo à direita, área estudada (ponto preto) no mapa de relevo da SUDENE 1:100.000.

16

Capítulo 2

Figura 1 – Localização da área de estudo. À esquerda, localização da Cadeia do Espinhaço na América do Sul, adaptado de Giulietti *et al.* (1997); acima à direita, recorte do Parque Nacional da Chapada Diamantina, com a área de estudo localizada no extremo norte do parque (cinza); abaixo à direita, área estudada (ponto preto) no mapa de relevo da SUDENE 1:100.000.

45

Figura 2 – Aspecto da vegetação campestre na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: A – antes do fogo; B – Queimada controlada; C – Aspecto da área após a queima; D – Quadrante utilizado; E - Quadrícula no primeiro mês; F – Aspecto da vegetação no sexto mês.

48

Figura 3 – Número de espécies e cobertura de plântulas nas parcelas incendiadas durante a estação seca numa área de vegetação campestre, Chapada Diamantina, Bahia.

65

Figura 4 - Número de espécies e cobertura (em m²) de plântulas nas parcelas incendiadas durante a estação úmida numa área de vegetação campestre, Chapada Diamantina, Bahia.

65

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1 – Composição Florística em uma área de transição entre campo limpo e campo rupestre na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. 25

Tabela 02 – Cobertura das famílias (m²) nos períodos amostrados (2008 e 2009) em uma área de transição entre campo limpo e campo rupestre na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. 28

Tabela 03 – Parâmetros estruturais calculados para 2008, antes da queimada experimental, em uma área de transição entre campo limpo e campo rupestre, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. F = Frequência; A = Absoluta; R = Relativa; Do = Dominância. 29

Tabela 04 – Parâmetros estruturais calculados para 2009, um ano após o incêndio de 2008, em uma área de transição entre campo limpo e campo rupestre, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. F = Frequência; A = Absoluta; R = Relativa; Do = Dominância. 31

Capítulo 2

Tabela 1 – Temperatura média em °C nas duas estações de queima; ANS = altura no nível do solo, medidas durante queimadas controladas na vegetação campestre, município de Palmeiras, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. 50

Tabela 2 – Parâmetros climáticos na área de estudo utilizados para análise de correlação com os dados de restabelecimento da vegetação e recrutamento de plântulas. Dados obtidos através do INMET (*) e Estação Meteorológica do Orquidário do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. 50

Tabela 3 - Porcentagem de formas de vida de Raunkiaer ao longo do período de

observação nas duas estações em que ocorreu a queima; P1 = antes do fogo; Os valores entre parênteses representam a área de cobertura em m². Orquidário do Pai Inácio, município de Palmeiras, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. 54

Tabela 4 – Restabelecimento por espécie nas duas estações de queima na vegetação campestre na Chapada Diamantina; FV = Forma de Vida; P1 = antes do fogo; P2 = um mês; P3 = seis meses; P4 = 1 ano; * ausente. 55

Tabela 5 – Parâmetros de diversidade encontrados nas diferentes estações de queima em vegetação de transição entre campo limpo e campo rupestre na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. P1 = antes do fogo; P2 = um mês; P3 = seis meses; P4 = um ano. 59

Tabela 6. Análise de Correlação de Spearman (α 0,05) do número de plântulas e recobertura da vegetação de cada período de observação com fatores ambientais em área de campestre na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Em negrito a correlação que foi considerada significativa. 61

Tabela 7 – Índice de similaridade de Sørensen nos dois tratamentos em relação à vegetação campestre queimada em duas épocas na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. P1 = antes do fogo; P2 = um mês após o fogo; P3 = seis meses após o fogo; P4 = um ano após o fogo. 62

INTRODUÇÃO GERAL

Nos últimos anos, o fogo tem sido reconhecido como um importante fator determinante de processos funcionais e estruturais em ecossistemas distribuídos ao longo de todo o globo terrestre (Mooney *et al.* 1980; Cochrane 2009; Shlisky 2009).

Em ecossistemas propensos ao fogo podem responder de formas diferentes, a depender de características intrínsecas da vegetação associadas à dinâmica do fogo que deve ser compreendido como um evento com efeitos ecológicos extremamente complexos, determinados por fatores históricos, características demográficas e fenológicas das populações, dos ciclos de água e nutrientes, os demais elementos físicos do ambiente (Whelan 1995; Carmo *et al.* 2007) e as características intrínsecas ao fogo, como intensidade, frequência e distribuição espacial (Bond & Keeley 2005).

Os ecossistemas podem ser divididos de acordo com os regimes de fogo, divididos em três categorias (Shlisky *et al.* 2009):

- Ecossistemas dependentes de fogo – são aqueles em que a maioria das espécies evoluiu com a presença de fogo, e este se configura como essencial no processo de manutenção da diversidade (as savanas e as florestas temperadas de coníferas);
- Ecossistemas sensíveis ao fogo – a maioria das espécies não apresenta adaptações à queima e a sua presença pode ter efeitos negativos na biodiversidade (as florestas tropicais);
- Ecossistemas independentes do fogo – são aqueles que não possuem combustíveis suficientes para a presença do fogo como uma força evolutiva (desertos).

A ocorrência do fogo está atualmente relacionada à expansão da atividade humana, porém muitas comunidades vegetais já convivem com ele antes da presença do homem (Goldammer 1990). Em regiões remotas, o fogo geralmente é iniciado pela ação de raios, contudo em áreas povoadas o homem é o principal responsável.

Traçando um panorama mundial, detecta-se que o fogo varia em frequência e intensidade a depender do habitat em questão. Nas florestas tropicais de monção o fogo é recorrente entre um e três anos. Na América do Norte e Eurásia, entre cinco e 20 milhões de hectares de florestas são consumidos pelo fogo a cada ano. No verão de 2000 a combinação do tempo seco e quente causou um incêndio nos Estados Unidos da América que atingiu toda vegetação ao oeste do Arizona até a fronteira do Canadá, sendo apontado como a pior temporada de incêndios do século XX. Nas savanas tropicais é estimada a queima de 300 milhões de toneladas de biomassa vegetal por ano. O fogo ainda é apontado como responsável pela fisionomia campestre e savanóide de muitas áreas, pois em grandes extensões de terra na África, América do Sul e Austrália, o regime hídrico é suficiente para o estabelecimento de florestas tropicais, mas isso não ocorre devido ao fogo (Bonn 2005).

Uma linha de pesquisa dentro da ecologia do fogo, ainda pouco estudada, é a consequência do aquecimento global no regime de fogo, pois com a temperatura mais alta e conseqüentemente vegetação mais seca, é provável um incremento na frequência e intensidade do fogo e savanização de ecossistemas florestais (Shlisky *et al.* 2009).

O fogo então pode alterar a dinâmica da vegetação, pois muda bruscamente a paisagem e interfere, principalmente, nos processos de sucessão e na distribuição das comunidades e populações, mas para entender tais alterações é preciso levar em consideração a frequência do distúrbio, a sua severidade, a distribuição, o tamanho e

outros componentes do regime de distúrbio (Menges & Hawkes 1998). Numa simulação do efeito da variação espacial e temporal do regime do fogo na viabilidade de populações de espécies de *Banksia*, Bradstock *et al.* (1996) observaram que quando a frequência do fogo é alta, a probabilidade de extinção das populações aumenta.

Logo, com uma vegetação que apresenta um regular regime de fogo, a tendência da vegetação é a permanência de organismos adaptados à queima, o que caracteriza uma vegetação resiliente. Órgãos subterrâneos, proteção de meristemas, sincronia de floração, frutificação e ou germinação podem ser apontados como essenciais à sobrevivência de plantas à queima (Whelan 1995; Hoffmann 1998; Cartula *et al.* 2000; Medeiros & Miranda 2005; Munhoz & Felfili 2005). Franceschinelli & Bawa (2005) discutem a importância dos xilopódios na sobrevivência de *Helicteres sacarolha* depois de perturbações por fogo, os quais podem atuar como formas de resistência, já que não são afetados diretamente pelo fogo. Outro exemplo de aptidão morfológica ao fogo é o meristema intercalar das gramíneas, que é reativado toda vez que a planta sofre tal distúrbio (Filgueiras 1989).

No Brasil, a ecologia do fogo tem sido estudada na vegetação de cerrado *sensu lato* e vem sendo alvo de estudos mais aprofundados desde a década de 70, com grupos de pesquisadores da Universidade de São Paulo que até a década de 80 formavam o principal grupo de estudo do fogo nos cerrados sob a coordenação do Professor Leopoldo Magno Coutinho e a partir da década de 90 a Universidade de Brasília se destacou como o principal grupo de pesquisa sobre o tema (França *et al.* 2007). Para fisionomias campestres, os estudos são mais recentes e escassos. O primeiro estudo abordando aspectos ecológicos quantitativos em campos de altitude foi desenvolvido por Safford (2001).

No Brasil, a utilização de queimadas experimentais em estudos ecológicos sobre os efeitos do fogo na vegetação são poucos, apesar de serem extremamente úteis para compreensão da dinâmica das comunidades (Sato *et al.* 1998). Tais estudos são concentrados em Brasília e Goiás (Sambuichi 1991; Andrade & Miranda 1996; Hoffmann 1996; Moreira 2000; Medeiros & Miranda 2005; Munhoz & Felfili 2006) e São Paulo (Coutinho 1977, 1979, 1982; Soares *et al.* 2006), não havendo nenhum realizado na Bahia, onde há grandes extensões de savanas e campos rupestres, tidos como ecossistemas dependentes do fogo (Kolbek & Alves 2008; Conceição & Costa 2009, Costa *et al.* 2009; Simon *et al.* 2009). O único estudo no tema realizado na Bahia se aproveitou de uma queimada ocorrida em 2005 em uma área de campo rupestre (Neves 2008), no qual se verificou regeneração relativamente rápida da cobertura vegetal.

O regime natural de fogo é muitas vezes apontado como preponderante nas alterações da vegetação, com efeitos variáveis segundo os diversos tipos de vegetações (Whelan 1995; Moreira 2000; Thonicke *et al.* 2001; Shlisky 2009). Na Chapada Diamantina a frequência de incêndios é elevada, porém os registros espaciais e temporais das queimadas só começaram a ser realizados a partir de 2002 pelo IBAMA/ICMBio, o que impossibilita uma precisão razoável do regime de incêndio na Chapada. Apesar disso, pode-se especular que a cada cinco anos tenha grandes incêndios, como constatados nos grandes incêndios ocorridos nas temporadas de 1998, 2003 e 2008, essa última responsável pela queima de cerca de 70.000 hectares do Parque Nacional da Chapada Diamantina, na Bahia (Sombra 2008), onde muitas vezes o fogo é ateado com intuito de renovar pastagens (Harley 1995). A falta de conhecimento sobre os efeitos do fogo na Chapada Diamantina dificulta ações de manejo na região, inclusive com a possibilidade de uso do fogo como ferramenta para prevenir grandes

incêndios (Nascimento-Neto & Miranda 2003; França *et al.* 2007), colaborando de modo positivo para a conservação da rica biodiversidade da Chapada Diamantina, onde são encontrados mais de 1.000 espécies endêmicas, apenas nos campos rupestres (Prance 1994).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Andrade, S. M. A. & Miranda, H. S. 1996. Dinâmica de combustível em uma área de campo sujo de cerrado submetida a queimada prescrita no final da estação seca. *In*: Leite, L. L. & Saito, C. H. Contribuição ao conhecimento ecológico do Cerrado. UNB/ECL, Brasília. Pp. 262-267.

Bonn, D. 2005. How Fire Shaped the World's Vegetation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(2): 70.

Bradstock, R. A.; Bedward, M.; Scott, J. & Keith, D. A. 1996. Simulation of the effect of spatial and temporal variation in fire regimes on the population viability of a *Banksia* species. *Conservation Biology*, 10: 776-784.

Cochrane, M. A. 2009. Fire in tropics. *In*: Cochrane, M. A. (Ed.). *Tropical Fire Ecology*. Springer, Berlin. Pp. 1-24.

Carmo, F. F.; Sousa, E.; Fonseca, F. C.; Ribeiro, L. C. & Jacobi, C. M. 2007. Recrutamento pós-fogo em dois habitats de um campo rupestre ferruginoso (canga) na Serra da Moeda, MG. *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*, Caxambu.

Caturla, R. N.; Raventós, J.; Guàrdia, R. & Vallejo, V. R. 2000. Early post-fire regeneration dynamics of *Brachypodium retusum* Pers. (Beauv.) in old fields of the Valencia region (eastern Spain). *Acta Oecologica*, 21(1): 1-12.

Conceição, A. A. & Costa, G. M. 2009. Efeitos do fogo na vegetação de campo rupestre na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *In*: Moura, C. W. N.; Silva, T. R. S.; Giuliatti, A. M.; Santos, F. A. R.. (Org.). *Botânica Brasileira: Futuro e Compromissos*. EDUNEB, Salvador. Pp. 1466-1472.

Costa, G. M.; Funch, L. G.; Conceição, A. A. & Moraes, A. C. S. 2009. Composição florística e estrutura de cerrado senso restrito na Chapada Diamantina, Palmeiras, Bahia, Brasil. *Sitientibus*, 9(4): 245-254.

Coutinho, L. M. 1977. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. II - As queimadas e a dispersão de sementes em algumas espécies anemocóricas do estrato herbáceo arbustivo. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo*, 5: 57-64.

Coutinho, L. M. 1979. Aspectos do fogo no cerrado. III- A precipitação atmosférica de nutrientes minerais. *Revista Brasileira de Botânica*, 2: 97-101.

Coutinho, L.M. 1982. Ecological effect of fire in Brazilian cerrado. *In*: Huntley, B. J. & Walker, B. H. (eds.). *Ecology of tropical savannas*. Springer-Verlag, Berlin. Pp. 273-291.

Filgueiras, T. S. 1989. Gramíneas e herbívoros – considerações sobre o processo de coevolução adaptativa. *Ciência e Cultura (Revista da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência)*, 41 (2): 158-162.

França, H.; Neto, M. B. R.; Setzer, A. 2007. *O Fogo no Parque Nacional das Emas*. Biodiversitas, Brasília. 140 pp.

Franceschinelli, E. V. & Bawa, K. S. 2005. The post-fire effects on the outcrossing rate of a Brazilian savannah shrub *Helicteres sacarolha* A.St.-Hil. *Revista Brasileira de Botânica*, 28 (01): 163-170.

Goldammer, J. G. 1990. *Fire in Tropical Biota*. Springer-Verlag, Berlin.

Harley, R. M. 1995. Introduction. *In*: Stannard, B. L. (ed.). *Flora of the Pico das Almas, Chapada Diamantina, Brazil*. Kew, Royal Botanic Gardens. Pp. 1-42

Hoffmann, W. A. 1996. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. *Journal of Ecology*, 84: 383-393.

Hoffmann, W. A. 1998. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. *Journal of Applied Ecology*, 35: 422-433.

Kolbek, J. & Alves, R. J. V. 2008. Impacts of Cattle, Fire and Wind in Rocky Savannas, Southeastern Brazil. *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica*, 22: 111–130

Medeiros, M. B. & Miranda, H. S. 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. *Acta Botanica Brasílica* 19(3): 493-500.

Menges, E. S. & Hawkes, C. V. 1998. Interactive effects of fire and microhabitat on plants of Florida Scrub. *Ecological Applications*, 8(4): 935-946.

Mooney, H. A.; Bonnicksen, J. M.; N. L. Christensen; Lotan, J. E. & Reiners, W. A. 1980. Fire regimes and fire properties. United States Department of Agriculture, Washington.

Moreira, A. G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in central Brazil. *Journal of Biogeography*, 27: 1021-1029.

Munhoz, C. B. R.; Felfili, J. M. 2005. Fenologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma comunidade de campo sujo na Fazenda Água Limpa no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, 19 (4): 979-988.

Munhoz, C.B.R. & Felfili, J. M. 2006. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma área de campo sujo no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 20 (3): 671-685.

Nascimento-Neto, W. & Miranda, H. S. 2003 . A rule-based system for fire management in the Brazilian Cerrado vegetation.. In: 17th International Workshop on Qualitative Reasoning, 2003, Brasília. Proceedings of the 1th International Workshop on Qualitative Reasoning. Pp. 203-208.

Neves, S. P. S. 2008. Composição florística e estrutura da vegetação em uma área de campo rupestre recém-queimada na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Monografia de Graduação, Universidade Estadual de Feira de Santana.

Prance, G. T. 1994. The use of phytogeographic data for conservation planning. In: Forey, P. I.; Humphries, C. J. & Vane-Wright, R. I. Systematics and conservation evaluation. Oxford: Clarendon Press.

Safford, H. 2001. Brazilian Paramos III – Patterns and rates of postfire regeneration in campos de altitude. *Biotropica*, 33 (2): 282-302.

Sambuichi, R. 1991. Efeitos a longo prazo do fogo periódico sobre a fitossociologia da camada lenhosa de um Cerrado em Brasília, D.F. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 130pp.

Sato, M. N.; Garda, A. A. & Miranda, H. S. 1998. Fire effects in the mortality rate of woody vegetation in Central Brazil. Pp. 1777-1784. In: D.X. Viegas (ed.). Proceedings of the 3rd International Conference on Forest Fires Research. Coimbra.

Shlisky, A.; Alencar, A.; Manta, M. & Curran, L.M. 2009. Overview: Global fire regime conditions, threats, and opportunities for management in the tropics. *In*: Cochrane, M. A. (Ed.). *Tropical Fire Ecology*. Springer, Berlin. Pp. 65-83.

Simon, M. F.; Grether, R.; Queiroz, L.P.; Skema, C.; Pennington, T. & Hughes, C.E. 2009. Recent assembly of the cerrado, a neotropical hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. *PNAS*, 106: 20359-20364.

Soares, J. J.; Souza, M. H. A. O. & Lima, M. I. S. 2006. Twenty years os post-fire plant succession in "cerrado", São Carlos, SP, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2B): 587-602.

Sombra, E. 2008. Em perigo de extinção. Disponível em <http://www.atarde.com.br/cidades/noticia.jsf?id=1009228>. Acesso em 05 de fevereiro de 2010.

Thonicke, K.; Venevsky, S.; Sitch, S. & Cramer, W. 2001. The role of fire disturbance for global vegetation dynamics: coupling fire into a Dynamic Global Vegetation Model. *Global Ecology and Biogeography*, 10: 661-678.

Whelan, R. J. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press. 343pp.

Capítulo 1*

Alterações florísticas e estruturais da vegetação em comunidade campestre submetida a queimada experimental na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil

***Artigo submetido para publicação no periódico Rodriguésia**

Alterações florísticas e estruturais da vegetação em comunidade campestre submetida à queimada experimental na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil

Resumo

O fogo é um fenômeno de grande importância na vegetação savânica e campestre da região tropical, afetando a composição florística e estrutura de suas comunidades. O presente estudo objetiva detectar alterações florísticas e estruturais decorrentes de queimada em comunidade vegetal campestre numa área de transição entre campo limpo e campo rupestre. Quatro parcelas de 10x10 m foram incendiadas em agosto de 2008 na base da Serra do Brejão (12° 27' S e 41° 28' W), em frente ao Morro da Mãe Inácia, localizada na Área de Proteção Ambiental Marimbus-Iraquara, no município de Palmeiras, Bahia. A vegetação foi amostrada antes e depois de um ano dos incêndios. O levantamento florístico foi realizado nas parcelas e a estrutura da vegetação foi caracterizada a partir da cobertura das espécies contidas em 40 subparcelas de 1x1 m sorteadas. Antes do fogo foram encontradas 40 espécies de 38 gêneros, 18 famílias e uma não identificada. Depois de um ano foram encontradas 47 espécies de 43 gêneros, 23 famílias e quatro não identificadas. Poaceae foi a família mais rica nos dois períodos de tempo, com 11 espécies em 2008 e 13 espécies em 2009 e a maioria das espécies foi encontrada nas duas ocasiões. Os índices de diversidade (H' e J' , respectivamente) encontrados foram 2,8 e 0,75 em 2008 e 2,9 e 0,75 em 2009. Um ano se mostrou suficiente para o retorno de 97% da cobertura aérea das plantas. As similaridades florísticas entre antes e depois de um ano do fogo foram 65% (Sorensen) e 90% (Morisita-Horn), revelando diferenciação da composição mais expressiva do que a diferenciação quantitativa.

Palavras-chave: campo limpo; campo rupestre; fogo; sucessão.

Abstract

Tropical fire is a phenomenon of great importance on savanna and grassland vegetation in the tropic, affecting the floristic composition and structure of their communities. This study aims to detect changes in floristic composition from burned grassland plant community in a transition area between grassland and 'campo rupestre'. Four plots of 10x10 m were burned in August 2008 at the base of the 'Serra do Brejão' (12° 27' S & 41° 28' W), in front of the 'Morro da Mãe Inácia', located at Environmental Protection Area Marimbus-Iraquara, the municipality of Palmeiras, Bahia. The vegetation was sampled before and after a year of fire. The survey was conducted in plots and vegetation structure was characterized from the species cover in 40 random plots of 1x1 m. Before fire were found 40 species in 38 genera, 18 families and one unidentified. after a year were found 47 species in 43 genera, 23 families and four unidentified. Poaceae was the most important family in the two time periods, with 11 species in 2008 and 13 species in 2009 and most of the species were found on both occasions. The indices of diversity (H' and J' , respectively) found were 2.8 nats and 0.75 in 2008 and 2.9 nats and 0.75 in 2009. A year has proved sufficient for the return of 97% of the aerial coverage of plants. The floristic similarities between before and after the fire were 65% (Sorensen) and 90% (Morisita-Horn), revealing qualitative differentiation more conspicuous than the quantitative differentiation.

Key-words: campo rupestre; fire; open grassland; succession.

INTRODUÇÃO

A composição de espécies e a estrutura da vegetação em um determinado habitat são afetadas por distúrbios, ocasionando alterações graduais ao longo do tempo denominadas de sucessão, que é caracterizada como um processo natural da dinâmica das comunidades (Ricklefs 2003). Tais alterações são relacionadas aos processos de extinção e colonização e/ou rebrotamento de plantas no local afetado (Gurevitch *et al.* 2009).

O fogo, tanto antropogênico como natural, é um dos principais agentes de distúrbio em muitas comunidades (Gurevitch *et al.* 2009), sendo considerado como um dos fatores determinantes da estrutura e composição da vegetação campestre e das savanas tropicais, exercendo grande influência nas suas fisionomias e composições florísticas (Sarmiento 1984; Frost *et al.* 1986; Soares 1990; Sambuichi 1991; Munhoz & Felfili 2006; Gurevitch *et al.* 2009).

A mudança da riqueza depois do fogo implica que existam mudanças na composição florística, com o surgimento ou o desaparecimento de algumas espécies (Whelan 1995), além de causar modificações na comunidade vegetal por alterar o tempo e a intensidade de floração e frutificação, a reprodução assexuada, o recrutamento de plântulas e a competição (Hoffmann 1998; Rocha & Silva 1999; Miranda & Sato 2006; Soares *et al.* 2006).

Queimadas frequentes tendem a alterar a fisionomia da vegetação de cerrado, com altas taxas de mortalidade dos indivíduos de menor porte do estrato lenhoso (Klink 1993, 1994; Moreira 2000; Miranda & Sato 2006). O raleamento do estrato lenhoso é acompanhado por um adensamento do estrato herbáceo, no qual as gramíneas são o componente dominante (Klink *et al.* 1993, 1995). Contudo, especula-se que com a

supressão do fogo por um determinado período de tempo a vegetação tenda a retornar ao *status* similar ao anterior do fogo (Eiten & Sambuichi 1996; Moreira 2000; Soares *et al.* 2006).

O fogo favorece o estabelecimento de vegetações abertas, contribuindo ao longo da evolução para a manutenção das formações do tipo mediterrânea, campestre e savânica, sendo que pelo menos 20% dos habitats mundiais são classificados como dependentes do fogo (Coutinho 1982; Heringer & Jacques 2001; Santos 2003; Ghermandi *et al.* 2004; Overback *et al.* 2007; Gurevitch *et al.* 2009). No Brasil, os cerrados e os campos sulinos são apontados como a vegetação melhor adaptada à queima devido à predominância de gramíneas (Coutinho 1994; Heringer & Jacques 2001; Simon *et al.* 2009). Dessa forma, áreas campestres indicam a possibilidade da ocorrência frequente de distúrbios por fogo, pois o rápido crescimento das gramíneas e sua inflamabilidade mantêm o dossel aberto de formações savânicas e campestres, enquanto em áreas sem fogo, as florestas são dominantes (Simon *et al.* 2009).

A queima da vegetação é uma prática muito difundida nos trópicos, onde é usada como ferramenta de manejo agrícola para a eliminação da cobertura vegetal, para a renovação da biomassa e fertilizar o solo (Valencia & Hernández 2002; Soares *et al.* 2006).

A Chapada Diamantina é uma região do interior da Bahia de grande interesse aos estudos dos efeitos do fogo nos trópicos, pois é freqüentemente acometida por incêndios, como constatado no mês de outubro de 2005, com ocorrência de 30 incêndios e 49 focos, a maioria deles de origem antrópica (Prates 2005), onde é utilizado para abertura de pastagens, inclusive dentro da área do Parque Nacional da Chapada Diamantina (Funch 2008).

Dentre os tipos de ecossistemas ocorrentes na Chapada Diamantina, os tidos como dependentes do fogo são o cerrado (Costa *et al.* 2009a; Simon *et al.* 2009) e o campo rupestre (Kolbek & Alves 2008; Conceição & Costa 2009), constituídos por muitas plantas com características morfológicas e funcionais que possibilitam suas sobrevivência e/ou estabelecimentos depois de queimadas (Brito *et al.* 2009; Costa *et al.* 2009b; Marques *et al.* 2009; Simon *et al.* 2009). O campo rupestre predomina nas serras e possui a vegetação rica em espécies endêmicas (Giulietti *et al.* 1997; Conceição 2005, 2006), enquanto o cerrado é a principal matriz que circunda as serras (Harley 1995; Grillo 2008). A base das serras é a principal via de ligação do fogo entre esses dois ecossistemas, sendo que das fisionomias do cerrado estudadas quanto aos efeitos do fogo no Brasil, a menos compreendida é a campestre (Eiten 1979; Munhoz & Felfili 2006).

O presente estudo objetiva detectar alterações florísticas e estruturais decorrentes de queimada em comunidade vegetal campestre numa área de transição entre campo limpo e campo rupestre na base de uma serra na Chapada Diamantina.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho de campo foi conduzido na propriedade do Orquidário do Pai Inácio (12° 27' S e 41° 28' W), na base da Serra do Brejão, em frente ao Morro da Mãe Inácia, localizada na Área de Proteção Ambiental Marimbus-Iraquara, no município de Palmeiras, na Serra do Sincorá, Bahia, Brasil (Fig. 1). A vegetação de transição entre campo limpo e campo rupestre amostrada encontra-se a 900 m acima do nível do mar, sendo circundada por cerrado de fisionomias campestres (campos limpos e campos

sujos) a savânicas (cerrado *stricto sensu*) (Harley *et al.* 2005; Grillo 2008; Costa *et al.* 2009a). Na área de estudo não foram evidenciadas atividades agropecuárias e segundo o dono da propriedade, o último incêndio na área ocorreu há cerca de 10 anos antes da amostragem da vegetação (aproximadamente 1998). O clima na região é do tipo Tropical do Brasil Central com verão úmido e quatro a cinco meses secos concentrados na primavera (Nimer 1989). Os solos são médio-arenosos, fortemente ácidos, com baixo teor de matéria orgânica e baixos valores de concentração de nutrientes e com grandes blocos de rocha aflorando à superfície (Grillo 2008). A região é parte da Cadeia do Espinhaço e pertence ao Grupo Chapada Diamantina, que começa nos arredores de Mucugê, estendendo-se até Santo Inácio (Torquato & Fogaça 1981).

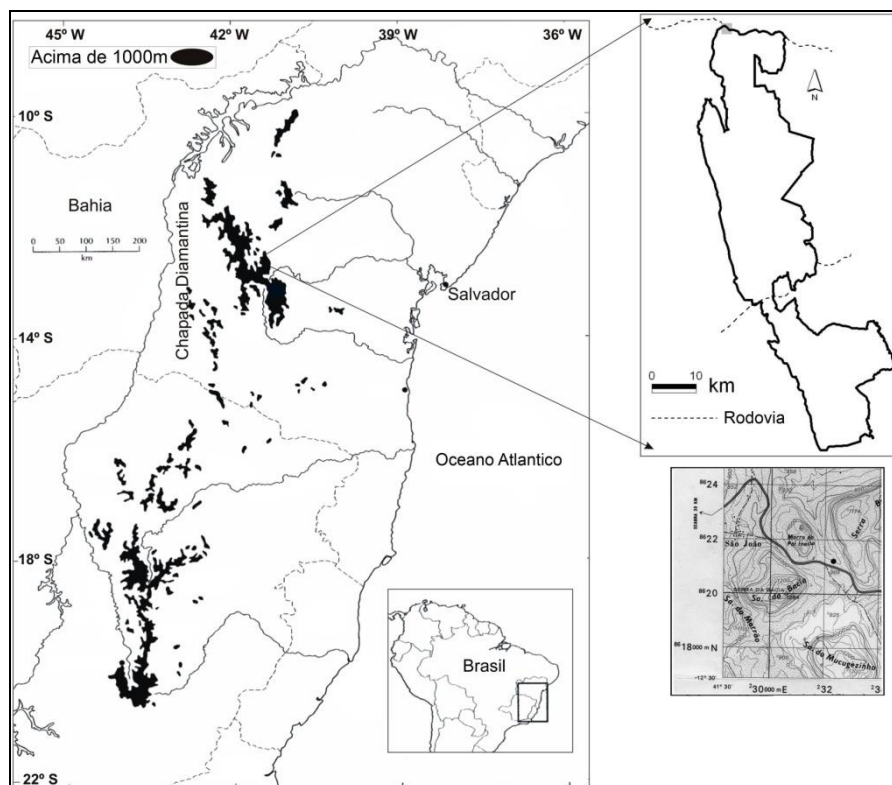


Figura 1 – Localização da área de estudo. À esquerda, localização da Cadeia do Espinhaço na América do Sul, adaptado de Giulietti *et al.* (1997); acima à direita, recorte do Parque Nacional da Chapada Diamantina, com a área de estudo localizada no extremo norte do parque (cinza); abaixo à direita, área estudada (ponto preto) no mapa de relevo da SUDENE 1:100.000 (Adaptado de Costa *et al.* 2009a).

Levantamento florístico e fitossociológica

A vegetação campestre com pequenos matações de arenito foi amostrada em uma área de 3.200 m² dividida em 32 parcelas de 10x10 m, das quais foram sorteadas quatro para o levantamento florístico, onde todas as espécies de plantas vasculares foram coletadas e identificadas, com materiais testemunhos depositados no Herbário da Universidade Estadual de Feira de Santana (HUEFS) e classificados segundo APGII (2003). Nas mesmas parcelas onde foi efetuado o levantamento florístico também foi caracterizada a estrutura da vegetação a partir da cobertura de todas as espécies contidas em 40 subparcelas de 1x1 m sorteadas dentro das parcelas de 10x10 m (10 subparcelas por parcela). A cobertura das espécies foi quantificada utilizando-se um quadrante de 1x1 m, subdividido em 100 quadrículas de 10x10 cm. A cobertura em cada subparcela de 1x1 m foi determinada pela porcentagem de quadrículas ocupadas pela espécie, variando de 0% (ausente) a 100% (ocorrente nas 100 quadrículas), considerando a presença ou ausência da espécie na unidade de 10x10 cm. A amostragem ocorreu antes da queimada experimental (2008) e um ano após a mesma (2009), nas mesmas subparcelas de 1x1 m.

Descritores estruturais foram calculados com os dados obtidos nos dois períodos de amostragem (antes e depois da queimada). Foram calculados os parâmetros fitossociológicos de frequência e dominância (a porcentagem da cobertura transformada em m²) absolutas e relativas (Mueler-Dumbois & Ellenberg 1974). Não foi possível determinar o número de indivíduos, pois há muitas espécies de difícil individualização, principalmente monocotiledôneas. Os índices de diversidade utilizados foram o de Shannon-Wiener (H'), calculado pela área de cobertura e logaritmo na base natural e a equitabilidade de Pielou (J'), que é obtida pela proporção entre H' obtido e o H' máximo possível (Magurran 1988). As análises de similaridade entre os dois períodos

de amostragem foram calculadas utilizando-se dois índices, o de Sørensen para abordagem qualitativa e o de Morisita-Horn modificado para a abordagem quantitativa, calculados pelas dominâncias das espécies (Magurran 1988).

Fogo controlado

As quatro parcelas de 10x10 m sorteadas foram separadas do restante da vegetação por aceiro medindo um metro e incendiadas em agosto de 2008 com supervisão da Brigada de Incêndio do ICMBio e do Grupo Ambientalista de Palmeiras. Não foram adicionados materiais combustíveis nas parcelas e a fonte de ignição do fogo (fósforo comum) foi acionada sempre contra o vento para facilitar o controle da queimada.

RESULTADOS

Antes do fogo foram encontradas 40 espécies distribuídas em 38 gêneros, 18 famílias e uma não identificada, sendo 20 eudicotiledôneas e 20 monocotiledôneas. Depois de um ano da queimada foram encontradas 47 espécies distribuídas em 43 gêneros, 23 famílias e quatro não identificadas, com 27 eudicotiledôneas e 20 monocotiledôneas (Tab. 1).

Poaceae foi a família mais rica nos dois períodos de tempo, com 11 espécies em 2008 e 13 espécies em 2009 (cerca de 27% das espécies), seguida por Cyperaceae com cinco espécies em 2008 (12,5%) e quatro em 2009 (8,5%), Euphorbiaceae com quatro espécies em 2008 (10%) e 2009 (8,5%) e Fabaceae com três espécies nos dois anos

(6,4%). Doze famílias apresentaram somente uma espécie em 2008 contra 16 famílias em 2009.

Das 23 famílias encontradas no estudo, apenas Cyperaceae e Iridaceae tiveram redução na quantidade de espécies durante o intervalo estudado, com redução de cinco para quatro espécies e de duas para uma espécie, antes e depois do fogo, respectivamente.

Todas as famílias presentes na amostragem anterior ao fogo permaneceram no ano seguinte. Entretanto, as famílias Boraginaceae, Phyllanthaceae, Verbenaceae e Turneraceae só foram amostradas após a ocorrência da queimada com coberturas inferiores a 0,08 m² (Tab. 2).

As famílias que ocupavam a maior área em 2008 foram Poaceae, Cyperaceae, Euphorbiaceae, Apiaceae e Asteraceae, mantendo-se na mesma ordem de classificação em 2009, com variações na cobertura (Tab. 2). As famílias Convolvulaceae e Malpighiaceae foram as únicas que apresentaram a mesma cobertura ao término do primeiro ano. Onze famílias tiveram decréscimo na cobertura ao longo do primeiro ano pós-queima, com Cyperaceae apresentando a maior redução (-1,72 m²), contra 13 famílias que tiveram acréscimo na cobertura, sendo Euphorbiaceae a que exibiu maior reocupação (1,37 m²).

A maioria das espécies foi encontrada nas duas ocasiões, exceto *Sporobolus aeneus*, *Rhynchospora albiceps* e *Sisyrinchium* sp, que só foram encontradas antes do fogo. Plântula Poaceae, *Ctenium chapadense*, *Heliotropium salicoides*, *Phyllanthus angustissimus*, *Paepalanthus bifidus*, *Schizachyrium sanguineum*, *Turnera* sp., *Lantana tilaefolia* e duas plântulas indeterminadas só foram encontradas um ano após o fogo.

Em 2008, foram encontradas entre 22 e 24 espécies por parcela, enquanto que em 2009 este intervalo ficou entre 23 e 30 espécies.

Um ano após a passagem do fogo houve uma redução de 3,57% na dominância total. A área de 38,7 m² de vegetação reduziu para 37,3 m². As monocotiledôneas tiveram uma redução de 7,6%, enquanto as eudicotiledôneas tiveram um acréscimo de 14%.

Echinolaena inflexa, *Axonopus compressus*, *Hypolytrum rigens*, *Lagenocarpus rigidus*, *Panicum cyanescens*, *Andropogon* sp., *Axonopus grandifolius*, *Aristida torta*, *Eryngium paraguariense* e *Marcetia taxifolia* foram as 10 espécies que apresentaram maior dominância antes do fogo. Um ano depois, em 2009, houve a saída *Panicum cyanensis*, *Andropogon* sp. e *Marcetia taxifolia*, com a inclusão de *Euphorbia sarcodes* e *Leptocoryphium lanatum* entre as 10 espécies com maior dominância (Tab. 3 e 4). Em geral, nota-se que a maioria das espécies reduziu suas áreas.

DISCUSSÃO

As alterações na cobertura e riqueza de monocotiledôneas e eudicotiledôneas denotaram uma característica que já foi percebida em outras formações vegetais, que é o maior incremento das eudicotiledôneas logo após o fogo. Em áreas com vegetação herbáceo-subarbustivas do Chaparral dos EUA, houve maior incremento na riqueza e na dominância de eudicotiledôneas no primeiro ano após o fogo, com redução destes valores com o passar dos anos (Keeley *et al.* 1981). Em área de caatinga no Brasil, que não é tida como uma vegetação dependente do fogo, a proporção de

monocotiledôneas/eudicotiledôneas era de 2/3 antes do fogo caindo para 1/10 após o fogo (Mamede & Araújo 2008). Esse incremento pode estar relacionado ao favorecimento de espécies anuais (na maioria eudicotiledôneas) que são favorecidas com espaço após a queima ao criar sítios suscetíveis à colonização, diminuição a competição por recursos e aumentar a incidência luminosa no solo (Canales *et al.* 1994; Whelan 1995; Munhoz & Felfili 2006).

As duas famílias que tiveram redução na quantidade de espécies no período monitorado tiveram espécies classificadas como criptófitos ou terófitos, ou seja, podem permanecer na área como estruturas subterrâneas ou em sementes. Em áreas de campo sujo, a variação no registro de algumas espécies entre os inventários e o levantamento florístico sugere que, além de ciclo de vida curto, algumas espécies têm estratégias diferenciadas no estabelecimento no tempo e no espaço (Munhoz & Felfili 2006), o que pode explicar as variações aqui encontradas, inclusive na quantidade de espécies por parcela.

No âmbito da comunidade, a cobertura total antes e depois da queimada praticamente se manteve a mesma, devido ao fato de poucas espécies terem aumentado ou diminuído suas coberturas. Contudo, essas oscilações na cobertura das espécies podem indicar competição, que no caso das plantas está intimamente relacionada com o espaçamento dos indivíduos, pois quanto mais próxima uma da outra, maior a competição, principalmente por recursos essenciais como luz, nutrientes e água (Krebs 2001).

No presente estudo, um ano se mostrou suficiente para que a cobertura aérea da vegetação retornasse a 97% da cobertura anterior ao fogo, com similaridade de 65% nos parâmetros qualitativos (Índice de Sorensen) e 90% nos parâmetros quantitativos

(Índice de Morisita-Horn). Ambos são considerados altos conforme Líbano & Felfili (2006), mas é notório que as espécies que permaneceram na área tenderam a manter dominâncias próximas às encontradas antes do fogo, enquanto as entradas e saídas de espécies nas parcelas amostradas diminuíram a similaridade florística.

Em áreas de cerrado *sensu stricto* o intervalo de 30 anos não se mostrou suficiente para o retorno total da cobertura vegetal anterior ao fogo, o que pode estar relacionado à maior dificuldade de restabelecimento de árvores e arbustos (Silva Jr. 1987; Silva Jr. & Silva 1988). Pode-se constatar que o tempo de regeneração da vegetação na área em estudo é inferior ao proposto para a reposição da fitomassa em áreas de cerrado *sensu lato*, que é de 18 meses (Batmanian 1983). A porcentagem da cobertura restabelecida depois de um ano no presente estudo (97%) é superior ao encontrado em uma área de campo sujo, onde depois de um ano 73% da cobertura aérea estava restabelecida (Andrade & Miranda 1996).

Em áreas de cerrado *sensu stricto* no Brasil Central também são relatadas alterações na composição florística depois de queimadas, e mesmo assim, há grande similaridade ao longo dos 18 anos de estudo. O que difere do presente estudo é que a similaridade é mais evidenciada quando levada em consideração os aspectos qualitativos (presença e ausência de espécies nos intervalos) (Libano & Miranda 2006).

Em outras formações herbáceo-arbustivas, no primeiro ano após a queima, a recobertura foi de 25% no Chaparral californiano, com a cobertura chegando aos níveis pré-fogo após cinco anos (Keeley 1981). Nos campos mediterrâneos na Espanha, em dois anos após o fogo, somente 60% da cobertura da vegetação tinha se restabelecido (Caturla *et al.* 2000), enquanto em campos abandonados na Espanha a recobertura em nove meses foi de 57,7% (Santos *et al.* 2003). Nos Páramos, o acompanhamento de

quatro áreas com diferentes idades de queima mostrou que a recobertura é mais lenta, pois na área com um ano de queima, somente 10% da cobertura aérea estava restabelecida, no nono ano 41% e após 12 anos, em duas áreas, a recobertura foi de 40 e 55% (Horn 1989).

Apesar de não ser significativa a diferença entre os valores do índice de Shannon no intervalo amostrado, foi evidenciada a substituição e chegada de novas espécies no primeiro ano. Em geral, há um incremento na riqueza logo após o fogo (Whelan 1995), além da equabilidade ser maior logo após este (Christensen 1985). Em vegetação de cerrado *stricto sensu*, dois estudos apontaram a tendência da vegetação savânica a manter a composição florística ao longo do tempo reveladas com acompanhamento dessa formação vegetal em 18 anos com três eventos de fogo por Libano & Miranda (2006) e nove anos de acompanhamento e um evento de fogo por Felfili *et al.* (2000).

O H' no presente estudo (2,8 nats em 2008) e (2,9 nats em 2009) ficou dentro do intervalo encontrado em outros levantamentos de campo rupestre na Chapada Diamantina sem passagens recentes de fogo, sendo que os valores H' nos diversos estudos ficaram compreendidos entre 2,48 e 3,52 nats (Conceição & Giuliatti 2002; Conceição *et al.* 2005; Conceição & Pirani 2005; Neves & Conceição 2007).

As alterações na dominância das espécies podem ser entendidas como processo natural dos tipos vegetacionais que sofrem queimadas frequentes. A recomposição e a reestruturação da vegetação após o fogo dependem tanto do regime dos incêndios como do comportamento das espécies (Santos 2003), o que gera diversas respostas dos diferentes tipos vegetacionais. No presente estudo, tanto os parâmetros estruturais, como a similaridade florística indicam regeneração rápida. No entanto, a recorrência frequente de queimadas pode ter um impacto relevante na comunidade, como

constatado em uma área de campo sujo submetida a três queimadas anuais, onde o fogo foi responsável pela morte de cerca de 36% dos indivíduos, indicando significativa alteração na fisionomia (Medeiros & Miranda 2005).

O presente estudo revela que a vegetação campestre de transição entre campo limpo e campo rupestre se restabelece rápido depois de um ano de queimada, apresentando algumas alterações na riqueza e coberturas das espécies, caracterizando um sistema com alta resiliência e espécies adaptadas a regimes de queima. No entanto, não possibilita inferir que o restabelecimento de comunidades similares tenham a mesma velocidade de restabelecimento em locais onde o fogo tenha passado a menos tempo ou onde tenha uma recorrência anual ou bienal. Também não possibilita compreender se há diferenças no restabelecimento da vegetação conforme a época do ano de incêndio. Informações sobre a resposta da vegetação diante de diferentes regimes de incêndio são necessárias para a utilização do manejo com fogo de áreas suscetíveis a queimadas frequentes (Pivello 1996; Nascimento-Neto & Miranda 2003), como a vegetação de cerrado e campo rupestre na Chapada Diamantina, podendo ser uma ferramenta útil para conservação de comunidades vegetais da região, incluindo o Parque Nacional da Chapada Diamantina.

Tabela 1 – Composição Florística em uma área de transição entre campo limpo e campo rupestre na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	VOUCHER
AMARANTHACEAE	<i>Gomphrena rupestris</i> Nees	Costa, G 189
APIACEAE	<i>Eryngium paraguariense</i> Urb.	Costa, G 121
ARECACEAE	<i>Allagoptera campestris</i> (Mart.) Kuntze	--
ASTERACEAE	<i>Eremanthus graciellae</i> MacLeish & H.Schumach	Costa, G 218
	<i>Verbesina</i> sp.	Costa, G 223
BORAGINACEAE	<i>Heliotropium salicioides</i> Cham	Costa, G 45
CONVOLVULACEAE	<i>Evolvulus glomeratus</i> Nees & Mart.	Costa, G 212
CYPERACEAE	<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C.B.Clarke	Costa, G 217
	<i>Cyperus subcastaneus</i> D.A. Simpson	Costa, G 221
	<i>Lagenocarpus rigidus</i> (Kunth) Nees	Costa, G 04
	<i>Rhynchospora albiceps</i> Kunth	Costa, G 137
	<i>Rhynchospora almensis</i> D.A.Simpson	Costa, G 05
	<i>Rhynchospora exaltata</i> Kunth	Costa, G 210
	<i>Hypolytrum rigens</i> Nees	Costa, G 233
ERIOCAULACEAE	<i>Paepalanthus bifidus</i> (Schrad.) Kunth	Costa, G 225
EUPHORBIACEAE	<i>Croton campestris</i> A.St.-Hil.	Costa, G 206
	<i>Euphorbia sarcodes</i> Boiss.	Costa, G 204
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong.	--
	<i>Sebastiania</i> sp.	Costa, G 176
FABACEAE	<i>Calliandra hirsuticaulis</i> Harms	Costa, G 23
	<i>Chamaecrista rotundifolia</i> (Pers.) Greene	Costa, G 183
	<i>Stylosanthes guianensis</i> (Aubl.) Sw.	Costa, G 216
IRIDACEAE	<i>Sisyrinchium</i> sp.	Costa, G 95
	<i>Trimezia cathartica</i> (Klatt) Niederl.	Costa, G 10

LAMIACEAE	<i>Eriope hypenioides</i> Mart.ex Benth.	Costa, G 51
LOGANIACEAE	<i>Spigelia pulchella</i> Mart.	Costa, G 49
LYTHRACEAE	<i>Cuphea sessilifolia</i> Mart.	Costa, G 213
MALPIGHIACEAE	<i>Banisteriopsis angustifolia</i> (A.Juss.) B.Gates	Costa, G 175
MELASTOMATECAE	<i>Marcetia taxifolia</i> (A.St.-Hil.) DC.	Costa, G 217
MYRSINACEAE	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Moraes, A 99
PHYLLANTHACEAE	<i>Phyllanthus angustissimus</i> Müll.Arg.	Costa, G 91
POACEAE	<i>Andropogon</i> sp.	Costa, G 230
	<i>Aristida torta</i> (Nees) Kunth	Costa, G 225
	<i>Axonopus compressus</i> (Sw.) P.Beauv.	Costa, G 228
	<i>Axonopus grandifolius</i> Renvoize	Costa, G 227
	<i>Axonopus polydactylus</i> (Steud.) Dedecca	Costa, G 231
	<i>Ctenium chapadense</i> (Trin.) Döll	Costa, G 226
	<i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase	Costa, G 177
	<i>Leptocoryphium lanatum</i> (Kunth) Nees	Costa, G 241
	<i>Mesosetum loliiforme</i> (Steud.) Chase	Costa, G 240
	<i>Panicum cyanescens</i> Nees	Costa, G 224
	Plântula Poaceae	
	<i>Schizachyrium sanguineum</i> (Retz.) Alston	Costa, G 226
	<i>Sporobolus aeneus</i> Kunth	Costa, G 229
	<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze	Moraes, A 111
TURNERACEAE	<i>Turnera</i> sp.	Costa, G 214
VELLOZIACEAE	<i>Vellozia dazypus</i> Seub.	Costa, G 123
VERBENACEAE	<i>Lippia rigida</i> Schauer	Moraes, A 113
	<i>Lantana tilaefolia</i> Cham.	Costa, G 134
INDETERMINADAS	Indeterminada 1	--

Plântula indeterminada 1

--

Plântula indeterminada 2

--

Tabela 02 – Cobertura das famílias (m²) nos períodos amostrados em uma área de transição entre campo limpo e campo rupestre na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil.

	2008	2009	Diferença
Euphorbiaceae	1,48	2,85	1,37
Asteraceae	1,23	1,55	0,32
Apiaceae	1,51	1,72	0,21
Leguminosae	0,14	0,31	0,17
Lythraceae	0,22	0,32	0,1
Boraginaceae	0	0,08	0,08
Phyllantaceae	0	0,08	0,08
Iridaceae	0,02	0,06	0,04
Verbenaceae	0	0,04	0,04
Eriocaulaceae	0	0,03	0,03
Turneraceae	0	0,02	0,02
Indeterminada	0	0,01	0,01
Indeterminada	0	0,01	0,01
Convolvulaceae	0,1	0,1	0
Malpighiaceae	0,07	0,07	0
Myrsinaceae	0,07	0,04	-0,03
Indeterminada	0,07	0,01	-0,06
Lamiaceae	0,37	0,29	-0,08
Velloziaceae	0,1	0,02	-0,08
Loganiaceae	0,14	0,02	-0,12
Arecaceae	1,08	0,89	-0,19
Amaranthaceae	0,25	0,01	-0,24
Poaceae	23,49	23,1	-0,39
Melastomataceae	1,34	0,47	-0,87
Cyperaceae	6,93	5,21	-1,72

Tabela 03 – Parâmetros estruturais calculados para 2008, antes da queimada experimental, em uma área de transição entre campo limpo e campo rupestre, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. F = Frequência; A = Absoluta; R = Relativa; Do = Dominância.

Espécie	FA	FR	DoA	DoR
<i>Echinolaena inflexa</i>	37	12,21	8,34	21,56
<i>Axonopus compressus</i>	23	7,59	4,62	11,94
<i>Hypolytrum rigens</i>	21	6,93	3,45	8,92
<i>Lagenocarpus rigidus</i>	9	2,97	2,77	7,16
<i>Panicum cyanescens</i>	15	4,95	2,33	6,02
<i>Andropogon</i> sp.	11	3,63	2,17	5,60
<i>Axonopus grandifolius</i>	19	6,27	2	5,17
<i>Aristida torta</i>	9	2,97	1,81	4,68
<i>Eryngium paraguariense</i>	10	3,30	1,51	3,90
<i>Marcetia taxifolia</i>	7	2,31	1,34	3,46
<i>Euphorbia sarcodes</i>	29	9,57	1,18	3,05
<i>Allagoptera campestris</i>	3	0,99	1,08	2,79
<i>Sporobolus aeneus</i>	4	1,32	0,98	2,53
<i>Verbesina</i> sp.	27	8,91	0,89	2,30
<i>Cyperus subcastaneus</i>	9	2,97	0,65	1,68
<i>Trachypogon spicatus</i>	5	1,65	0,45	1,16
<i>Axonopus polydactylus</i>	6	1,98	0,37	0,96
<i>Eremanthus graciellae</i>	1	0,33	0,34	0,88
<i>Lippia rigida</i>	3	0,99	0,29	0,75
<i>Bulbostylis capillaries</i>	5	1,65	0,28	0,72
<i>Gomphrena rupestris</i>	7	2,31	0,25	0,65
<i>Cuphea sessilifolia</i>	9	2,97	0,22	0,57

<i>Sapium glandulosum</i>	1	0,33	0,19	0,49
<i>Spigelia pulchella</i>	3	0,99	0,14	0,36
<i>Leptocoryphium lanatum</i>	3	0,99	0,14	0,36
<i>Calliandra hirsuticaulis</i>	2	0,66	0,12	0,31
<i>Evolvulus glomeratus</i>	4	1,32	0,1	0,26
<i>Vellozia dazypus</i>	3	0,99	0,1	0,26
<i>Sebastiania</i> sp.	1	0,33	0,09	0,23
<i>Eriope hypenioides</i>	2	0,66	0,08	0,21
<i>Sisyrinchium</i>	1	0,33	0,08	0,21
Indeterminada 1	3	0,99	0,07	0,18
<i>Banisteriopsis angustifolia</i>	2	0,66	0,07	0,18
<i>Myrsine guianensis</i>	1	0,33	0,07	0,18
<i>Rhynchospora exaltata</i>	2	0,66	0,04	0,10
<i>Trimezia cathartica</i>	2	0,66	0,02	0,05
<i>Rhynchospora albiceps</i>	1	0,33	0,02	0,05
<i>Croton campestris</i>	1	0,33	0,02	0,05
<i>Stylosanthes guianensis</i>	1	0,33	0,01	0,03
<i>Chamaecrista rotundifolia</i>	1	0,33	0,01	0,03
Total	303	100	38,69	100

Tabela 04 – Parâmetros estruturais calculados para 2009, um ano após o incêndio de 2008, em uma área de transição entre campo limpo e campo rupestre, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. F = Frequência; A = Absoluta; R = Relativa; Do = Dominância.

Espécie	FA	FR	DoA	DoR
<i>Echinolaena inflexa</i>	38	9,92	6,78	18,17
<i>Axonopus compressus</i>	26	6,79	4,03	10,80
<i>Aristida torta</i>	22	5,74	4,02	10,77
<i>Lagenocarpus rigidus</i>	10	2,61	2,75	7,37
<i>Euphorbia sarcodes</i>	34	8,88	2,41	6,46
<i>Axonopus grandifolius</i>	23	6,01	2,03	5,44
<i>Hypolytrum rigens</i>	25	6,53	1,87	5,01
<i>Eryngium paraguariense</i>	15	3,92	1,72	4,61
<i>Leptocoryphium lanatum</i>	15	3,92	1,6	4,29
Plântula Poaceae	17	4,44	1,07	2,87
<i>Verbesina</i> sp.	24	6,27	1,06	2,84
<i>Andropogon</i> sp.	6	1,57	1,06	2,84
<i>Panicum cyanescens</i>	13	3,39	0,91	2,44
<i>Allagoptera campestris</i>	2	0,52	0,89	2,39
<i>Trachypogon spicatus</i>	4	1,04	0,55	1,47
<i>Eremanthus graciellae</i>	1	0,26	0,49	1,31
<i>Cyperus subcastaneus</i>	6	1,57	0,48	1,29
<i>Marcetia taxifolia</i>	8	2,09	0,47	1,26
<i>Axonopus polydactylus</i>	5	1,31	0,4	1,07
<i>Bulbostylis capillaries</i>	11	2,87	0,36	0,96
<i>Cuphea sessilifolia</i>	16	4,18	0,32	0,86
<i>Schizachyrium sanguineum</i>	3	0,78	0,28	0,75

<i>Croton campestris</i>	2	0,52	0,22	0,59
<i>Sapium glandulosum</i>	1	0,26	0,21	0,56
<i>Stylosanthes guianensis</i>	4	1,04	0,18	0,48
<i>Lippia rigida</i>	2	0,52	0,15	0,40
<i>Eriope hypenioides</i>	3	0,78	0,14	0,38
<i>Rhynchospora exaltata</i>	3	0,78	0,11	0,29
<i>Evolvulus glomeratus</i>	9	2,35	0,1	0,27
<i>Calliandra hirsuticaulis</i>	2	0,52	0,1	0,27
<i>Heliotropium salicioides</i>	6	1,57	0,08	0,21
<i>Phyllanthus angustissimus</i>	2	0,52	0,08	0,21
<i>Banisteriopsis angustifolia</i>	2	0,52	0,07	0,19
<i>Trimezia cathartica</i>	5	1,31	0,06	0,16
<i>Myrsine guianensis</i>	1	0,26	0,04	0,11
<i>Lantana tilaefolia</i>	1	0,26	0,04	0,11
<i>Chamaecrista rotundifolia</i>	3	0,78	0,03	0,08
Indeterminada 1	2	0,52	0,03	0,08
<i>Turnera</i> sp.	2	0,52	0,02	0,05
<i>Vellozia dazypus</i>	2	0,52	0,02	0,05
<i>Spigelia pulchella</i>	1	0,26	0,02	0,05
<i>Gomphrena rupestris</i>	1	0,26	0,01	0,03
<i>Sebastiania</i> sp.	1	0,26	0,01	0,03
Plântula indeterminada 1	1	0,26	0,01	0,03
Plântula indeterminada 2	1	0,26	0,01	0,03
<i>Paepalanthus bifidus</i>	1	0,26	0,01	0,03
<i>Ctenium chapadense</i>	1	0,26	0,01	0,03
Total	383	100	37,31	100

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Andrade, S. M. A. & Miranda, H. S. 1996. Dinâmica de combustível em uma área de campo sujo de cerrado submetida a queimada prescrita no final da estação seca. *In*: Leite, L. L. & Saito, C. H. Contribuição ao conhecimento ecológico do Cerrado. UNB/ECL, Brasília. Pp. 262-267.

APG (Angiosperm Phylogeny Group) II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APGII. *Botanical Journal Linnean Society*, 141: 399-506.

Batmanian, G. J. 1983. Efeitos do fogo sobre a produção primária e a acumulação de nutrientes do estrato rasteiro de um cerrado. Tese de mestrado. Universidade de Brasília. 78 pp.

Brito, J. C.; Conceição, A. A.; Souza, J. M. & Costa, G. M. 2009. Regeneração de uma área de campo rupestre perturbada pelo fogo na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. http://www.seb-ecologia.org.br/2009/resumos_ixceb/1200.pdf. (acesso em 28/01/2010).

Caturla, R. N.; Raventós, J.; Guàrdia, R. & Vallejo, V. R. 2000. Early post-fire regeneration dynamics of *Brachypodium retusum* Pers. (Beauv.) in old fields of the Valencia region (eastern Spain). *Acta Oecologica* 21(1): 1-12.

Christensen, N. L. 1985. Shrubland fire regimes and their evolutionary consequences. *In*: Pickett, S. T. A. & White, P. S. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, San Diego. Pp. 85-100.

Conceição, A. A. & Pirani, J. R. 2005. Delimitação de habitats em campos rupestres na Chapada Diamantina: substratos, composição florística e aspectos estruturais. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo*, 23(1): 85-111.

Conceição, A. A. & Giuliatti, A. M. 2002. Composição florística e aspectos estruturais de campo rupestre em dois platôs do Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Hoehnea*, 29(1): 37-48.

Conceição, A. A. 2006. Plant Ecology in 'Campos Rupestres' of the Chapada Diamantina, Bahia. *In: Queiroz, L. P.; Rapini, A. & Giuliatti A. M. Towards Greater Knowledge of the Brazilian Semi-arid Biodiversity. Ministério da Ciência e Tecnologia, Brasília. Pp. 63-67.*

Conceição, A. A.; Rapini, A. Pirani, J. R., Giuliatti, A.M.; Harley, R.; Silva, T. R. S.; Funch, R.; Santos, A. K. A.; Correia, C.; Andrade, I. M.; Costa, J. A. S.; Souza, L. R. S.; Andrade, M. J. G; Freitas, T. A.; Freitas, A. M. M. & Oliveira, A. A. 2005. Campos rupestres. *In: Juncá, F. A.; Funch, L. & Rocha, W. (eds.). Biodiversidade e Conservação da Chapada Diamantina. Biodiversidade 13/Ministério do Meio Ambiente, Brasília. Pp. 153-180.*

Conceição, A. A. & Costa, G. M. 2009. Efeitos do fogo na vegetação de campo rupestre na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *In: Moura, C. W. N.; Silva, T. R. S.; Giuliatti, A. M.; Santos, F. A. R.. (Org.). Botânica Brasileira: Futuro e Compromissos. EDUNEB, Salvador. Pp. 1466-1472.*

Costa, G. M.; Funch, L. G.; Conceição, A. A. & Moraes, A. C. S. 2009a. Composição florística e estrutura de cerrado senso restrito na Chapada Diamantina, Palmeiras, Bahia, Brasil. *Sitientibus*, 9(4): 245-254.

- Costa, G. M.; Conceição, A. A.; Souza, J. M. & Brito, J. C. 2009b. Composição florística e estrutura em uma área de campo rupestre, Chapada Diamantina, Bahia. *In*: Resumos do 60º Congresso Nacional de Botânica. Eduneb, Salvador. 1485 pp.
- Coutinho, L. M. 1994. O uso do fogo em pastagens naturais brasileiras. *In*: Pignau, J. P. (Ed). Utilización y manejo de pastizales. IICA PROCISUR, Montevideo. Pp. 159-168.
- Coutinho, L. M. 1982. Ecological effect of fire in Brazilian cerrado. *In*: Huntley, B. J. & Walker, B. H. (eds.). Ecology of tropical savannas. Springer-Verlag, Berlin. Pp. 273-291.
- Eiten, G. & Sambuichi, R.H. 1996. Effect of long-term periodic fire on plant diversity in a cerrado region. *In*: Pereira, R. C. & Nasser, L. C. B. (eds.). Biodiversidade e produção sustentável de alimentos e fibras nos cerrado. Anais/Proceeding do VIII Simpósio sobre o cerrado. Pp. 46-55.
- Eiten, G. 1979. Formas fisionômicas do Cerrado. *Revista Brasileira de Botânica*, 2: 139-148.
- Felfili, J. M.; Rezende, A. V.; Silva JR., M.C. & Silva, M.A. 2000. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. *Journal of Tropical Ecology*, (16): 579-590.
- Frost, P.; Medina, E.; Menaut, J. C.; Solbrig, O.; Swift, M. & Walker, B. H. 1986. Responses of savannas to stress and disturbance: a proposal for collaborative programme of research. IUBS. Special Issue 10, Harare. 87 pp.

- Funch, R. R. 2008. Preservação e conservação na Chapada Diamantina. In: LS Funch; RR Funch & LP Queiroz. Serra do Sincorá – Parque Nacional da Chapada Diamantina. Feira de Santana: Editora Radami. Pp. 223-245.
- Ghermandi, L.; Guthmann, N. & Bran, D. 2004. Early post-fire succession in northwestern Patagonia grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 15: 67-76.
- Giulietti, A. M.; Pirani, J. R. & Harley, R. M. 1997. Espinhaço Range Region, Eastern Brasil. In: Davis, S. D. Heywood, V. H.; Herrera-Macbryde, O.; Villa-Lobos, J. & Hamilton, A. C. (eds). *Centres of plant diversity. A guide and strategy for their conservation. VOL 3. The Americas IUCN Publication Unity, Cambridge.*
- Grillo, A. A. S. 2008. Cerrado: áreas do Cercado e do Morro do Camelo. In: Funch, L.S.; Funch, R. R. & Queiroz, L, P. Serra do Sincorá – Parque Nacional da Chapada Diamantina. Feira de Santana: Editora Radami. Pp. 79-101.
- Gurevitch, J.; Scheiner, S.M. & Fox, G. A. 2009. *Ecologia vegetal*. 2ª ed. Artmed, Porto Alegre. 574 pp.
- Harley, R.M.; Giulietti, A.M.; Grillo, A.S.; Silva, T.R.S.; Funch, L; Funch, R.R.; Queiroz, L.P.; França, F.; Melo, E.; Gonçalves, C.N. & Nascimento, F.H.F. 2005. Cerrado. In: FA Juncá, L Funch & W Rocha (ed.). *Biodiversidade e Conservação da Chapada Diamantina, Brasília*. Pp. 121-152.
- Heringer, I. & Jacques, A. V. A. 2001. Adaptação das plantas ao fogo: enfoque na transição floresta-campo. *Ciência Rural*, 31(6): 1085-1090.
- Hoffmann, W. A. 1998. Post burn reproduction of woody plants in a Neotropical savanna. *Journal of Applied Ecology*, 35: 422-433.

Horn, S. P. 1989. Postfire vegetation development in the Costa Rican Páramos. *Madroño*, 36: 3-14.

Keeley, S. C.; Keeley, J.E.; Hutchinson, S. M. & Johnson, A.W. 1981. Postfire succession of the herbaceous flora in southern California Chaparral. *Ecology*, 62(6): 1608-1621.

Klink, C. A. 1993. Aspectos ecofisiológicos e demográficos das gramíneas das savanas neotropicais. *In*: Azocar, A. (Ed.). *Respuesta ecofisiológicas de plantas de ecosistemas tropicales*. Centro Investigaciones Ecológicas de los Andes Tropicales, Universidade de Los Andes, Mérida. Pp.25-50.

Klink, C. A. 1994. Effects of clipping of size and tillering of native and african grasses of Brazilian savannas (the Cerrado). *Oikos*, 70:365-376.

Krebs, C. J. 2001. *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance*. 5 ed. San Francisco, Benjamin Cummings. 655 pp.

Kolbek, J. & Alves, R. J. V. 2008. Impacts of Cattle, Fire and Wind in Rocky Savannas, Southeastern Brazil. *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica*, 22: 111–130

Líbano, A. M. & Felfili, J. M. 2006. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado *sensu stricto* do Brasil Central em período de 18 anos (1985-2003). *Acta Botanica Brasilica*, 20(4): 927-936.

Magurran, A. 1988. *Ecological Diversity and its measurement*. Cambridge, University Press. 179 pp.

- Mamede, M. A.; Araujo, F. S. 2008. Effects of slash and burn practices on a soil seed bank of caatinga vegetation in North-eastern Brazil. *Journal of Arid Environments*, (72): 458-470.
- Medeiros, M. B. & Miranda, H. S. 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. *Acta Botanica Brasilica*, 19(3): 493-500.
- Miranda, H. S. Sato, M. N. 2006. Efeitos do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. *In*: Scariot, A.; Sousa-Silva, J. C. & Felfili, J. M. (Org.). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. Pp. 95-103.
- Moreira, A. G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in central Brazil. *Journal of Biogeography*, 27: 1021-1029.
- Müller-Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. *Aims and methods in vegetation ecology*. John Wiley and Sons, New York.
- Munhoz, C.B.R. & Felfili, J. M. 2006. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma área de campo sujo no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 20 (3): 671-685.
- Nascimento-Neto, W. & Miranda, H. S. 2003. A rule-based system for fire Management in the Brazilian cerrado vegetation. *In*: *Proceedings of 17th International Workshop on Qualitative Reasoning*, Brasilia. Pp. 203-207.
- Neves, S. P. S. & Conceição, A. A. 2007. Vegetação em afloramentos rochosos na Serra do Sincorá, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Sitientibus*, 7(1): 36-45.
- Nimer, N. 1989. *Climatologia do Brasil*. Rio de Janeiro, IBGE. 421 pp.

Pivello, V. R. 2006. Fire management for biological conservation in the Brazilian cerrado. *In*: J. Mistry & A. Berardi (Org.). *Savannas and Dry Forests - Linking People with Nature*, Hants, Ashgate. Pp.129-154.

Prates, T. 2005. Incêndio já destruiu 13 mil hectares da Chapada Diamantina. <http://www1.folha.uol.com.br/folha/cotidiano/ult95u114797.shtml>. (acesso em 02/11/2005).

Ricklefs, R. E. 2003. *A Economia da Natureza*. 5ª Ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.

Rocha e Silva, E. P. 1999. Efeito do regime de queima na taxa de mortalidade e estrutura da vegetação lenhosa de campo sujo de cerrado. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 58 pp.

Sambuichi, R. 1991. Efeitos a longo prazo do fogo periódico sobre a fitossociologia da camada lenhosa de um Cerrado em Brasília, D.F. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 130 pp.

Santos, M. F. V. Gutiérrez, E. Vallejo, R. Meunier, I. J. & Cillero, D. 2003. Diversidade da vegetação pós-incêndio em terraços abandonados e ladeiras não cultivadas em Valença, Espanha. *Revista Árvore*, 27(3): 399-405.

Sarmiento, G. 1984. *The ecology of neotropical savannas*. Harvard University Press, Cambridge.

Silva Júnior, M. C. & Silva, A. F. 1988. Distribuição dos diâmetros dos troncos das espécies mais importantes do cerrado na Estação Florestal de Experimentação de Paraopeba (EFLEX) – MG. *Revista Brasileira de Botânica*, (2): 107-126.

Silva Júnior, M. C. 1987. Relações entre parâmetros do solo e da vegetação de cerrado da Estação Florestal de Experimentação de Paraopeba – MG. *Revista Brasileira de Botânica*, (10): 125-137.

Simon, M. F.; Grether, R.; Queiroz, L.P.; Skema, C.; Pennington, T. & Hughes, C.E. 2009. Recent assembly of the cerrado, a neotropical hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. *PNAS*, 106: 20359-20364.

Soares, J. J.; Souza, M. H. A. O. & Lima, M. I. S. 2006. Twenty years os post-fire plant succession in "cerrado", São Carlos, SP, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66(2B): 587-602.

Soares, R. V. 1990. Fire in some tropical and subtropical South American vegetation types: an overview. *In: Goldammer, J. G. (Ed.). Fire in Tropical Biota. Springer-Verlag, Berlin. Pp. 63-81.*

Souza, J. M.; Conceição, A. A.; Brito, J. C. & Costa, G. M. 2009. Comportamento fenológico de *Actinocephalus ramosus* (Wikstr.) Sano (Eriocaulaceae) após passagem de fogo em uma área de campo rupestre na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. www.seb-ecologia.org.br/2009/resumos_ixceb/1374.pdf. (acesso em 26/01/2010).

Torquato, J. R. & Foguaça, A. C. C. 1981. Correlação entre o supergrupo Espinhaço no Brasil, o grupo Chela em Angola e as formações Nasib e Khoabendus da Namíbia. *In: Anais do simpósio sobre o Craton do São Francisco e suas marginais. Sociedade Brasileira de Geologia, Núcleo da Bahia, Coordenação da Produção Mineral.*

Valencia, I. H. & Hernández, D. L. 2002. Pérdida de nutrientes por la quema de la vegetación em uma sabana de *Trachypogon*. *Revista Biología Tropical* 50(3/4): 1013-1019.

Whelan, R. J. 1995. The ecology of fire. Cambridge University Press. 343p.

Capítulo 2*

**Efeito da época da queimada em uma área de transição entre
campo limpo e campo rupestre na Chapada Diamantina,
Bahia, Brasil**

***Capítulo formatado segundo as normas do periódico Rodriguésia.**

Efeito da época da queimada em uma área de transição entre campo limpo e campo rupestre na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil

Resumo

A época do incêndio é apontada como um dos fatores que pode desencadear respostas diferenciadas na vegetação, pois as condições ambientais pós-queima de uma área são os principais determinantes da dinâmica de recuperação da vegetação, entretanto, poucos são os estudos avaliando tal afirmação. O presente estudo visa identificar padrões no restabelecimento da vegetação afetada pelo fogo em diferentes períodos do ano. Foram incendiadas quatro parcelas de 10x10 m, duas na estação seca e duas na estação chuvosa, nas quais foram acompanhadas as alterações na riqueza, diversidade, similaridade florística, formas de vida e recrutamento de plântulas. As alterações exibiram certa tendência para alterações florísticas e no recrutamento das plântulas.

Palavras-chave: diversidade, formas de vida, plântulas, vegetação campestre.

Abstract

The time of the fire is identified as one of the factors that can make different responses in the vegetation, because the environmental conditions after burning an area are the main determinants of the dynamics of vegetation recovery, however, there are few studies evaluating this claim. This study aims to identify patterns in the restoration of vegetation affected by fire at different times of the year. Four 10x10 m plots were burned, two in the dry season and two in the rainy season, in which were accompanied by changes in richness, diversity, floristic similarity, life forms and recruitment of seedlings. The changes show a trend in floristic changes and in the recruitment of seedlings.

Key-words: diversity, life-form, seedlings, grassland vegetation.

INTRODUÇÃO

A época do incêndio é apontada como um dos fatores que pode desencadear respostas diferenciadas na vegetação, pois as condições ambientais pós-queima de uma área são os principais determinantes da dinâmica de recuperação da vegetação (Christensen 1985; Frost & Robertson 1987; Thonicke *et al.* 2001), acrescida das características morfológicas, fisiológicas e fenológicas de cada organismo (Cartula *et al.* 2000; Medeiros & Miranda 2005).

A prática de queima nas savanas e campos durante a época seca é bastante comum em muitas regiões tropicais e subtropicais e em geral são de origem antrópica (Coutinho 1982, 1994). O fogo no período mais úmido geralmente tem causas naturais, geralmente iniciado por raio (Ramos Neto & Pivello 2000; França *et al.* 2007). Como consequência, ao mudar a estação de queima, a regeneração da vegetação ocorrerá em diferentes situações climáticas que determinam diferentes respostas das comunidades (França *et al.* 2007).

As queimadas provocadas pelo homem têm aumentado em frequência, sendo que queimadas provocadas por descargas elétricas dos raios são menos comuns (Marini & Cavalcanti 1996). Esta alteração histórica no regime de queima pode ter efeitos negativos sobre espécies que evoluíram na ausência de queimadas constantes (Marini 1996).

As queimadas durante a época seca podem resultar em mudanças mais significativas na estrutura e composição florística da vegetação em relação às queimadas na época chuvosa (Miranda & Sato 2006), sendo apontada por Coutinho (1982) como um dos parâmetros que pode, eventualmente, estimular a produção de

nova fitomassa. Dentre as principais alterações na vegetação decorrentes da época de queima, podem ser elencadas as mudanças na composição florística e estrutura da vegetação, na taxa de crescimento populacional, no sucesso reprodutivo e no estabelecimento de novos indivíduos (Coutinho 1994; Whelan 1995). Entretanto, poucos são os estudos avaliando tal afirmação, principalmente nas fisionomias abertas (Miranda *et al.* 2009). Desse modo, o presente estudo visa identificar padrões no restabelecimento de vegetação campestre afetada pelo fogo em diferentes períodos do ano.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho de campo foi conduzido na propriedade do Orquidário do Pai Inácio (12° 27' S e 41° 28' W), na base da Serra do Brejão, em frente ao Morro da Mãe Inácia, localizado na Área de Proteção Ambiental Marimbus-Iraquara, no município de Palmeiras, na Serra do Sincorá, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil (Fig. 1). A vegetação de transição entre campo limpo e campo rupestre (Fig. 2-A) amostrada encontra-se a 900 m acima do nível do mar, sendo circundada por cerrado de fisionomias campestres a savânicas (Harley *et al.* 2005; Grillo 2008; Costa *et al.* 2009a). Segundo o dono da propriedade, o último incêndio na área de estudo ocorreu a cerca de 10 anos antes da amostragem da vegetação (aproximadamente 1998). O clima na região é do tipo Tropical do Brasil Central, com verão úmido e quatro a cinco meses secos concentrados na primavera (Nimer 1989). Os solos são médio-arenosos, fortemente ácidos, com baixo teor de matéria orgânica e baixos valores de concentração de nutrientes e com grandes blocos de rocha aflorando à superfície (Grillo 2008). A

região é parte da Cadeia do Espinhaço e pertence ao Grupo Chapada Diamantina, que começa nos arredores de Mucugê, estendendo-se até Santo Inácio (Torquato & Fogaça 1981).

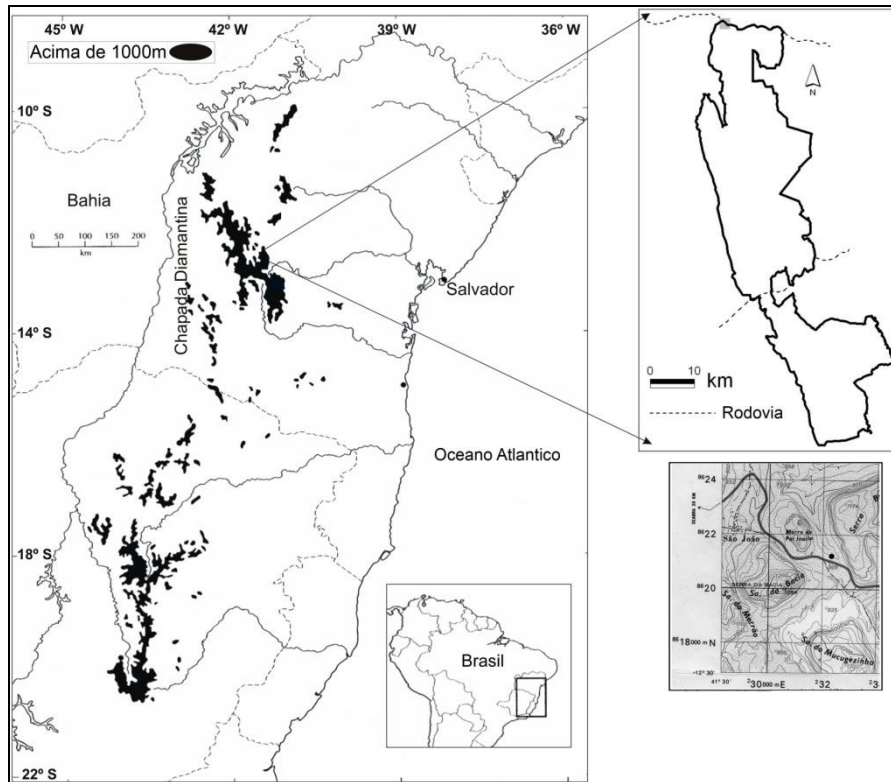


Figura 1 – Localização da área de estudo. À esquerda, localização da Cadeia do Espinhaço na América do Sul, adaptado de Giulietti *et al.* (1997); acima à direita, recorte do Parque Nacional da Chapada Diamantina, com a área de estudo localizada no extremo norte do parque (cinza); abaixo à direita, área estudada (ponto preto) no mapa de relevo da SUDENE 1:100.000 (Adaptado de Costa *et al.* 2009a).

Foram utilizados os dados meteorológicos do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) nos dois primeiros meses de estudo, sendo os demais obtidos da estação meteorológica instalada na área de estudo (Estação Meteorológica do Pai Inácio com sensores de umidade, temperatura e pluviosidade).

Desenho experimental – A vegetação campestre com pequenos matacões de arenito foi amostrada em uma área de 80x40 m dividida em 32 parcelas de 10x10 m, das quais foram sorteadas quatro, na qual predomina vegetação de entremeio, que se caracteriza pela vegetação campestre mais continua em sedimentos arenosos, com predominância das famílias Poaceae e Cyperaceae, com pequenos matacões de arenito (Conceição & Pirani 2005; Costa *et al.* 2009b). Todas as espécies ocorrentes nas quatro parcelas foram coletadas e identificadas. Os materiais testemunhos foram depositados no Herbário da Universidade Estadual de Feira de Santana (HUEFS) e classificados segundo APGII (2003). Para a quantificação da cobertura e contagem das plântulas foi utilizado um quadrante medindo 1x1 m, subdividido em quadrículas de 10x10 cm, com medidas variando de 0% (ausente) a 100% (ocorrente nas 100 quadrículas). Também foram determinadas as formas de vida de Raunkiaer, seguindo Mueller-Dombois & Ellenberg (1974) (Fig. 2 C,D).

Fogo controlado – Apesar de não terem sido encontrados registros escritos, relatos de moradores indicaram que há cerca 10 anos não há ocorrência de fogo na área de estudo. Ao todo, quatro parcelas de 10x10 m foram incendiadas, divididas em dois momentos distintos: duas na estação seca (agosto de 2008) e duas na estação chuvosa (março de 2009). A composição florística, a porcentagem de cobertura, a rebrota e a germinação foram levantados periodicamente antes e após os incêndios (um, seis e 12 meses) (Fig. A-F). Para este acompanhamento foram estabelecidas 40 subparcelas de 1x1 m sorteadas (10 por parcela de 10x10 m). Além dessas parcelas, mais duas parcelas sem fogo foram acompanhadas, configurando o controle do experimento.

A medição da temperatura do fogo foi efetuada com hastes de metal de 1 m de altura (cinco por parcela incendiada), nas quais estavam fixadas plaquetas de alumínio pintadas com tintas termo-sensíveis (Tempilaq) que possibilitaram a mensuração da

temperatura mínima em °C em diferentes intervalos (79, 135, 191, 232, 343 e 399), nas seguintes alturas do solo: 25 cm, 50 cm, 75 cm e 1 m, além de plaquetas enterradas a cinco cm de profundidade (Tab. 1).

Diversidade e Similaridade – Os índices de diversidade utilizados foram o índice de Shannon-Wiener, calculado pela área de cobertura e logaritmo na base natural e a equabilidade de Pielou. A análise de similaridade foi obtida através do índice de Sørensen, comparando os diferentes intervalos de observação com a vegetação antes do fogo (Magurran 1988). Os índices foram calculados a partir dos dados obtidos com as subparcelas de 1x1 m, somados em cada parcela de 10x10 m. Os espectros biológicos das espécies nas duas estações foram construídos para a comparação da área antes e depois do fogo, a partir da época da queima.

Para análise da correlação entre recrutamento de plântulas e restabelecimento da vegetação, observados em cada período do acompanhamento, com fatores abióticos de pluviosidade, umidade relativa do ar, temperatura e velocidade do vento anteriores (Tab. 2), nos diferentes períodos de amostragem, foi realizado o teste de normalidade de Shaphiro-Walk ($\alpha = 0,05$) para definição do teste de correlação a ser utilizado: Spearman no caso da ausência de distribuição normal (Zar 1999).

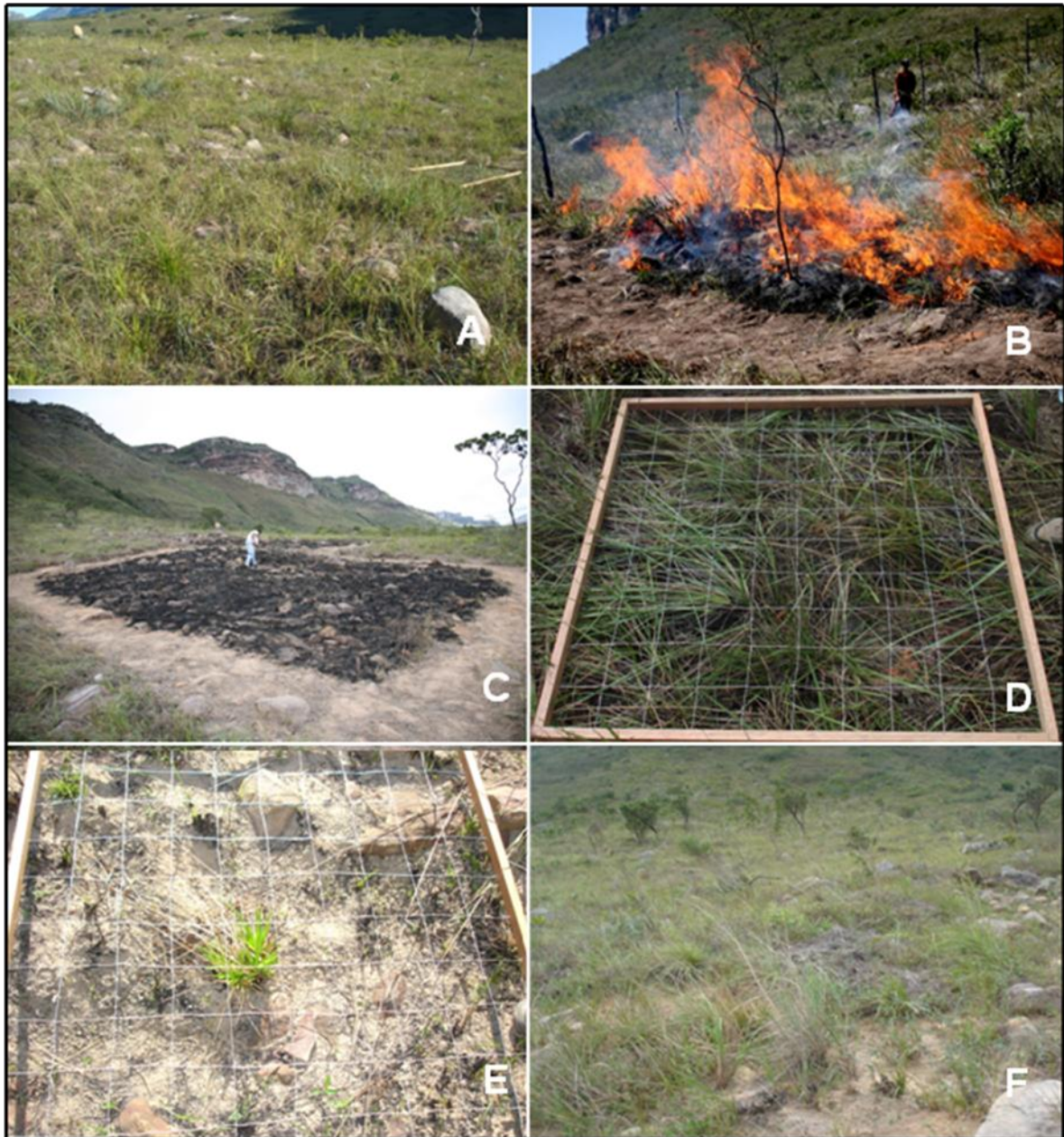


Figura 2 – Aspecto da vegetação campestre na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: A – antes do fogo; B – Queimada controlada; C – Aspecto da área após a queima; D – Quadrante utilizado; E - Quadrícula no primeiro mês; F – Aspecto da vegetação no sexto mês.

Tabela 1 – Temperatura média em °C nas duas estações de queima; ANS = altura no nível do solo, obtidas durante queimadas controladas na vegetação campestre, município de Palmeiras, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil.

	Estação Seca	Estação Chuvosa	Média	Désvio Padrão
Enterrado	< 79°C	< 79°C	< 79°C	-
ANS	356,5	350,2	353,35	58,35
25 cm	366,25	312,6	339,425	73,25
50 cm	297,65	234,9	266,275	115,00
75 cm	225,05	140,8	182,925	135,66
1 m	161	50,7	105,85	139,62

Tabela 2 – Parâmetros climáticos na área de estudo utilizados para análise de correlação com os dados de restabelecimento da vegetação e recrutamento de plântulas. Dados obtidos através do INMET (*) e Estação Meteorológica do Orquidário do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil.

Mês	Pluviosidade (mm)	Velocidade do vento (m/s)	Umidade Relativa do ar (%)	Temperatura Máxima (°C)	Temperatura Mínima (°C)	Temperatura média (°C)
Agosto*	32	1,4	65	28,7	17,4	22,3
Setembro*	26,3	1,4	64	30,1	19,2	23,6
Outubro	17,4	3,0	67,0	32,9	15,3	22,5
Novembro	47,2	2,6	68,7	35,3	15,6	23,3
Dezembro	194,8	2,2	79,0	31,3	17,4	22,3
Janeiro	149,2	2,2	77,4	32,4	17,4	22,9
Fevereiro	84,8	2,4	74,6	32,3	17,6	23,1
Março	18,8	1,9	68,7	35,4	17,3	24,6
Abril	338,6	1,7	82,7	31,4	17,3	22,2
Maio	79,4	2,3	82,7	28,7	13,4	20,6
Junho	36,2	2,4	82,8	30,4	15,0	19,8
Julho	75,8	2,2	79,6	27,4	12,0	19,5
Agosto	52,8	2,6	73,7	29,5	14,5	19,8

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O espectro biológico, o recrutamento de plântulas, a riqueza em espécies, o H' e a similaridade florística tenderam a apresentar pouca variação entre os dois períodos de queima, apesar da época do incêndio ser apontada como um dos fatores que podem desencadear respostas diferenciadas na vegetação, perceptíveis quanto aos índices de similaridade, espectro de forma de vida, riqueza, diversidade e estrutura da vegetação após o incêndio (Christensen 1995). Devido à pequena quantidade de estudos comparando as estações de queima, existe grande dificuldade em definir padrões (Christensen 1995).

Forma de vida – As formas de vida não apresentaram diferenças significativas entre as duas estações (Tab. 3), mantendo-se, dessa forma, a importância das mesmas formas de vida na área em todos os meses de acompanhamento nas duas estações de queima.

A forma de vida predominante antes da queimada, tanto em riqueza de espécies como em cobertura, foi hemicriptófito, seguido por nanofanerófito, criptófito, caméfito e terófito (Tab. 3). Geralmente, em áreas com grande incidência de fogo é notado grande número de hemicriptófitos (Meira-Neto *et al.*, 2005), sendo que as comunidades savânicas submetidas à períodos regulares de queima são mais representadas pelos hemicriptófitos e fanerófitos (Coutinho 1979; Heringer & Jacques 2001; Batalha & Martins 2002; Silva & Batalha 2008).

Todos os caméfitos (n=3) e criptófitos (n=3) rebrotaram, e dentre os caméfitos, *Evolvulus glomeratus* também retornou à área via semente. Os hemicriptófitos rebrotaram em grande quantidade (cerca de 94%) e os nanofanerófitos constituíram a

forma de vida com maior quantidade de espécies que reocuparam via semente e rebroto (30%), enquanto 64% apenas rebrotaram e 6% apenas germinaram (Tab. 4).

A vegetação que teve as parcelas incendiadas na estação seca apresentou aumento da cobertura vegetal aérea em todas as formas de vida até o sexto mês, com a redução desta área ao término do primeiro ano, com exceção dos terófitos, que apresentaram incremento de cobertura (Bazzaz & Morse 1991; Cornelissen *et al.* 2003; Silva & Batalha 2008). A abertura de espaço após a queima pode favorecer a germinação dos terófitos ao criar sítios suscetíveis à colonização, diminuir a competição por recursos e aumentar a incidência luminosa no solo, que pode atuar na quebra de dormência de espécies, principalmente anuais, pois essas sendo menores e mais delicadas têm dificuldade em crescer sobre a massa vegetal seca acumulada no estrato herbáceo-subarbusivo sem fogo (Canales *et al.* 1994; Whelan 1995; Munhoz & Felfili 2006).

Caméfito foi a forma de vida com maior tendência à redução na cobertura, o que pode ter relação com a posição e carência de maior proteção de suas gemas situadas até 50 cm, faixa de altura onde a temperatura média obtida foi alta, de 353°C no nível do solo, 339°C a 25 cm e 266°C a 50 cm (Tab. 1), temperaturas que danificam os tecidos das plantas, podendo ser letal (Whelan 1995).

Depois de seis meses do fogo nota-se que os hemicriptófitos tenderam ao aumento na cobertura em relação ao controle, demonstrando rapidez no restabelecimento da cobertura vegetal dessa forma de vida em relação às outras. Hemicriptófito é considerada como a forma de vida que melhor responde à queima, restabelecendo mais rapidamente a sua área de cobertura a partir de meristemas protegidos (Chapman & Crow 1981). No presente estudo, por exemplo, todas as

gramíneas são hemicriptófitos, sendo essa família apontada como uma das melhor adaptadas à queima, em função da sua capacidade de regeneração após o fogo devido ao contínuo crescimento foliar do meristema intercalar (Chapman & Crow 1981; Bond & Wilgen 1996; Heringer & Jacques 2001). Experimento monitorando a temperatura no interior do tufo de monocotiledôneas durante a passagem do fogo nos páramos demonstrou que a temperatura pode alcançar 500°C, e mesmo assim é relatada a rebrota destas espécies, evidenciando grande tolerância à queima (Ramsay & Oxley 1996).

Em outras formações vegetacionais o fogo altera o espectro biológico. Nos campos sulinos, onde a vegetação possui estrato herbáceo bem destacado, a diferença no espectro da forma de vida resultante de queimadas só foi significativa para os geófitos, com diminuição na sua área de ocupação, além disso, os hemicriptófitos ocuparam em média 67,3% da cobertura relativa das formas de vida em todos os tratamentos submetidos aos diferentes regimes de queima (Overbeck & Pfadenhauer 2006). No mesmo estudo, a rebrota é apontada como estratégia responsável pela reocupação de 55,5% da área de vegetação queimada no primeiro ano, com respostas diferenciadas dos hemicriptófitos. Em outras formações abertas existe predominância de diferentes formas de vida após o fogo. No fynbos africanos, por exemplo, há predominância de criptófitos, enquanto no chaparral californiano a dominância é de espécies anuais (Kruger 1983; Keeley 1992).

Tabela 3 - Porcentagem de formas de vida de Raunkiaer ao longo do período de observação nas duas estações em que ocorreu a queima; P1 = antes do fogo; Os valores entre parênteses representam a área de cobertura em m². Orquidário do Pai Inácio, município de Palmeiras, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil.

Forma de Vida	Estação seca				Estação chuvosa				Controle					
	P1 Ago/08	Set/08	Jan/09	Ago/09	P1 Mar/09	Abr/09	Ago/09	Mar/10	P1 Ago/08	Set/08	Jan/09	P1 Mar/09	Abr/09	Ago/09
Caméfito	0,95 (0,2)	0,62 (0,08)	0,93 (0,2)	0,62 (0,1)	1,52 (0,42)	0,41 (0,03)	0,13 (0,02)	1,73 (0,26)	0,83 (0,25)	0,80 (0,23)	0,99 (0,26)	1,26 (0,26)	1,11 (0,27)	1,48 (0,31)
Criptófito	11,7 (2,46)	10,64 (1,37)	13,73 (2,94)	11,87 (1,91)	10,07 (2,78)	4,26 (0,31)	11,83 (1,8)	0,2 (0,03)	14,65 (4,41)	15,02 (4,30)	14,74 (3,89)	13,86 (2,86)	14,06 (3,43)	13,95 (2,92)
Hemicriptófito	78,93 (16,60)	72,88 (9,38)	75,25 (16,11)	75,14 (12,09)	72,91 (20,13)	68,23 (4,96)	71,07 (10,81)	78,10 (11,77)	76,32 (22,98)	76,14 (21,80)	76,96 (20,31)	78,49 (16,20)	77,98 (19,02)	77,59 (16,24)
Nanofanerófito	7,94 (1,67)	9,4 (1,21)	7,19 (1,54)	7,52 (1,21)	15,43 (4,26)	26,96 (1,96)	13,35 (2,02)	16,52 (2,49)	7,64 (2,3)	7,44 (2,13)	7,31 (1,93)	6,15 (1,27)	6,8 5(1,67)	6,45 (1,35)
Terófito	0,48 (0,01)	6,45 (0,83)	2,9 (0,62)	4,85 (0,78)	0,07 (0,02)	0,14 (0,01)	3,62 (0,55)	3,45 (0,52)	0,56 (0,17)	0,59 (0,17)	0 (0,0)	0,24 (0,05)	0 (0,0)	0,53 (0,11)
Total	100 (20,94)	100 (12,87)	100 (21,41)	100 (16,09)	100 (27,61)	100 (7,27)	100 (15,20)	100 (15,07)	100 (30,11)	100 (28,63)	100 (26,39)	100 (20,64)	100 (24,39)	100 (20,93)

Tabela 4 – Restabelecimento por espécie nas duas estações de queima na vegetação campestre na Chapada Diamantina; FV = Forma de Vida; P1 = antes do fogo; P2 = um mês; P3 = seis meses; P4 = 1 ano; * ausente.

Família	Espécie	Estação Seca				Estação Chuvosa				Reocupação	FV
		P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4		
AMARANTHACEAE	<i>Gomphrena rupestris</i> Nees	0,1	0,07	0,08	*	*	*	*	*	Germ.	TE
APIACEAE	<i>Eryngium paraguariense</i> Urb.	0,78	0,7	0,5	*	0,86	0,31	0,55	0,78	Reb.	HE
APOCYNACEAE	<i>Himatanthus articulatus</i> (Vahl) Woodson	*	*	*	*	0,14	*	0,1	*	Reb.	NA
ARECACEAE	<i>Allagoptera campestris</i> (Mart.) Kuntze	0,05	0,05	1,11	1,15	*	*	*	*	Reb.	HE
ASTERACEAE	<i>Bacharis</i> sp.	*	*	*	*	0,01	*	0,1	*	Reb./Germ.	NA
	<i>Eremanthus graciellae</i> MacLeish & H.Schumach	*	*	*	*	0,82	0,06	*	0,06	Reb.	NA
	<i>Verbesina</i> sp.	0,31	0,23	0,58	0,25	0,8	0,48	1,24	0,50	Reb.	NA
BORAGINACEAE	<i>Heliotropium salicioides</i> Cham	*	*	*	*	*	*	0,02	0,27	Germ.	TE
CONVOLVULACEAE	<i>Evolvulus glomeratus</i> Nees & Mart.	0,1	0,02	0,17	0,08	0,01	*	0,01	*	Reb./Germ.	CA

CYPERACEAE	<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C.B. Clarke	*	*	0,71	0,13	*	0	0,22	0,07	Reb./Germ.	TE
	<i>Cyperus subcastaneus</i> D.A. Simpson	0,26	0,02	0,29	0,25	0,67	*	0,36	0,18	Reb.	HE
	<i>Lagenocarpus rigidus</i> (Kunth) Nees	1,45	0,53	0,67	1,24	1,54	0,19	0,3	0,60	Reb.	HE
	<i>Rhynchospora albiceps</i> Kunth	0,01	0,01	0,03	*	0,21	*	0,01	0,03	Reb.	HE
	<i>R. exaltata</i> Kunth	*	0,01	0,05	*	0,02	*	0,03	0,04	Reb.	HE
	<i>Hypolytrum rigens</i> Nees	1,51	0,74	0,46	0,36	1,71	0,68	1,02	1,03	Reb.	CR
	<i>Paepalanthus bifidus</i> (Schrad.) Kunth	*	0,01	*	*	*	*	*	*	Germ.	TE
EUPHORBIACEAE	<i>Euphorbia sarcodes</i> Boiss.	0,77	0,55	2,15	1,44	0,86	0,25	0,63	1,00	Reb./Germ.	NA
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong.	0,19	*	0,18	0,21	*	*	0,03	0,07	Reb.	NA
	<i>Sebastiania</i> sp.	*	*	0,02	*	*	*	*	0,02	Reb.	NA
FABACEAE	<i>Calliandra hirsuticaulis</i> Harms	*	*	*	*	0,06	*	0,06	*	Reb.	NA
	<i>Chamaecrista rotundifolia</i> (Pers.) Greene	*	*	*	0,02	*	*	0,03	0,04	Germ.	NA
	<i>Stylosanthes guianensis</i> (Aubl.) Sw.	0,01	0,01	*	*	*	0,02	*	0,35	Reb./Germ.	NA
INDETERMINADA	Indeterminada 1	0,06	0,01	*	0,01	0,23	0,01	0,05	*	Reb.	NA

INDETERMINADA	Indeterminada 2	*	*	*	*	0,04	*	*	*	Reb.	NA
INDETERMINADA	Plantula indeterminada 1	*	0,01	0,01	*	*	0,14	0,02	*	Germ.	-
IRIDACEAE	<i>Sisyrinchium</i> sp.	0,08	0,02	*	*	*	*	*	*	Reb.	CR
	<i>Trimezia cathartica</i> (Klatt) Niederl.	0,01	*	0,08	0,03	*	*	0,04	0,03	Reb.	CR
LAMIACEAE	<i>Eriope hypenioides</i> Mart.ex Benth.	*	*	*	*	0,01	0,01	0,01	*	Reb.	CA
LYTHRACEAE	<i>Cuphea sessilifolia</i> Mart.	0,09	0,06	0,25	0,08	0,2	0,07	0,1	0,37	Reb./Germ.	NA
MALPIGHIACEAE	<i>Banisteriopsis angustifolia</i> (A.Juss.) B.Gates	0,05	0,05	0,05	0,05	*	*	*	*	Reb.	NA
MELASTOMATACEAE	<i>Marcetia taxifolia</i> (A.St.-Hil.) DC.	0,93	0,85	0,71	0,43	0,11	*	0,09	*	Reb./Germ.	NA
MYRSINACEAE	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	*	*	*	*	0,06	*	0,04	0,04	Reb.	NA
ORCHIDACEAE	<i>Habenaria</i> sp.	*	*	*	*	*	*	0,01	*	--	CR
PHYLLANTHACEAE	<i>Phyllanthus angustissimus</i> Müll.Arg.	*	*	*	*	*	*	0,08	0,25	Germ.	TE
POACEAE	<i>Andropogon</i> sp.	1,91	1,14	0,87	0,76	3,39	2,47	0,47	0,23	Reb.	HE
	<i>Sporobolus aeneus</i> Kunth	0,05	0,03	1,32	0,82	*	*	1,1	*	Reb.	HE
	<i>Aristida torta</i> (Nees) Kunth	0,67	0,64	0,6	1,48	2,7	0,15	1,55	4,11	Reb.	HE
	<i>Axonopus compressus</i>	4,2	1,84	4,01	2,13	4,02	0,11	3,1	1,09	Reb.	HE

	(Sw.) P.Beauv.										
	<i>Axonopus grandifolius</i> Renvoize	0,39	0,24	0,92	0,48	*	0,03	1,15	0,71	Reb.	HE
	<i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase	4,83	2,75	4,49	3,06	6,45	1,03	1,74	2,54	Reb.	HE
	<i>Axonopus polydactylus</i> (Steud.) Dedecca	0,03	*	0,09	*	*	*	*	*	Reb.	HE
	<i>Leptocoryphium lanatum</i> (Kunth) Nees	1,25	0,87	1,14	0,64	*	1,1	*	0,74	Reb.	HE
	Plântula Poaceae	*	0,75	*	*	*	0,23	0,06	*	Germ.	HE
	<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze	0,45	0,55	0,55	0,55	0,27	0,94	0,2	0,37	Reb.	HE
SOLANACEAE	<i>Schwenckia</i> sp.	*	*	*	*	*	*	0,01	*	Germ.	TE
TURNERACEAE	<i>Turnera</i> sp.	*	*	0,03	*	0,02	*	0,01	*	Germ.	TE
VELLOZIACEAE	<i>Vellozia dazypus</i> Seub.	0,1	0,06	0,03	0,02	0,4	*	*	0,21	Reb.	CA
VERBENACEAE	<i>Lippia rigida</i> Schauer	*	*	*	*	0,05	0,01	0,11	0,18	Reb.	NA

Riqueza, diversidade e similaridade – As parcelas queimadas durante a estação seca apresentaram 27 espécies antes do fogo, 28 no primeiro mês, 31 no sexto mês e 24 ao término do primeiro ano. As parcelas queimadas na estação chuvosa apresentaram tendência em maiores alterações na riqueza nos meses de acompanhamento, sendo 31 espécies antes do fogo, 21 no primeiro mês e 38 no sexto mês (Tab. 5). Apesar de terem espécies que momentaneamente não possuíram cobertura aérea nas parcelas, todas as espécies se mantiveram na área no período de estudo. Além disso, destacou-se que nas parcelas incendiadas na estação chuvosa o restabelecimento da cobertura aérea da vegetação foi mais lento do que nas parcelas incendiadas na estação seca. Nos dois tratamentos, o restabelecimento da parte aérea da vegetação se correlacionou positivamente com a precipitação, revelando forte influência desse fator climático com a regeneração da área (Tab. 6).

Tabela 5 – Parâmetros de diversidade encontrados nas diferentes estações de queima em vegetação de transição entre campo limpo e campo rupestre na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. P1 = antes do fogo; P2 = primeiro um mês; P3 = seis meses; P4 = um ano.

	Índice de Shannon- Wiener				Equabilidade de Pielou				Riqueza em espécies			
	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4
Estação Seca	2,50	2,58	2,60	2,73	0,74	0,75	0,74	0,87	29	31	32	24
Estação Chuvosa	2,51	2,15	2,72	2,61	0,73	0,7	0,75	0,78	29	20	38	29

Os índices de Shannon encontrados nos períodos de observação nas parcelas incendiadas na estação seca ficaram entre 2,5 e 2,73 nats e 2,15 e 2,72 nats nas parcelas da estação chuvosa. A equabilidade de Pielou ficou compreendida entre 0,74 e 0,87 na estação seca e 0,7 e 0,75 na estação chuvosa (Tab. 6).

A alteração da riqueza nas parcelas incendiadas na estação seca foi mais sutil do que as incendiadas na estação chuvosa, pois na estação seca houve acréscimo de uma espécie no primeiro mês e de três no sexto mês, enquanto na estação chuvosa teve redução de dez espécies no primeiro mês e o recrutamento de 17 no sexto mês. Similar ao encontrado no presente estudo, Carmo *et al.* (2007) avaliando vegetação de campo rupestre após o fogo detectaram que não houve alteração da riqueza de espécies no início da regeneração. Em geral, o fogo quando seguindo um regime natural de queima e em pequenas proporções, não acarreta alterações florísticas para comunidades que já o possuem como evento natural (Whelan 1995; França *et al.* 2007).

A variação na riqueza após o fogo já foi observada em outras fisionomias campestres. Em áreas de campo sujo, a variação no registro de algumas espécies entre os inventários foi explicada a partir do fato que algumas espécies têm estratégias diferenciadas de estabelecimento no tempo e no espaço (Munhoz & Felfili 2006), podendo ser a razão pelas oscilações encontradas no presente estudo. Em regimes naturais de fogo com apenas uma queimada no período de nove anos a vegetação de cerrado não teve alteração na composição florística do estrato arbustivo-arbóreo (Felfili *et al.* 2000).

Em formações savânicas australianas submetidas à quatro regimes de queima (anualmente no início e no término da estação seca, bianual no início da estação seca e fogo natural na estação úmida) não houve alterações significativas na composição

florística (Whelan 1995). Ainda nas savanas australianas, o fogo não causou nenhum efeito significativo na diversidade ou na composição florística (Willians *et al.* 2003).

Tabela 6. Análise de Correlação de Spearman (α 0,05) do número de plântulas e recobertura da vegetação de cada período de observação com fatores ambientais em área de campestre na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Em negrito a correlação que foi considerada significativa.

	Precipitação	Vento	Umidade	Cob. da vegetação	Plântulas
Plântulas	-0,46	-0,67	-0,56	-0,60	-
Recobertura da Vegetação	0,97	0,78	0,56	-	-0,60

Comparando os inventários mensais após o fogo com os obtidos antes deste nos dois tratamentos, observou-se que o índice de similaridade de Sørensen encontrado foi alto, demonstrando que o fogo altera pouco a composição florística, mesmo depois de pouco tempo de queimada (Tab. 7). Contudo, este índice tendeu a diminuir com o passar do tempo nas parcelas queimadas na estação seca e a aumentar nas parcelas queimadas na estação chuvosa, até estabilizar em torno de 66%, sendo válido ressaltar que os valores das primeiras tenderam a serem superiores em relação às segundas. Em áreas de cerrado no Distrito Federal sujeitas à queima periódicas e avaliadas em intervalos de três anos durante 18 anos, os valores deste índice ficaram entre 0,91 e 0,96 (Líbano & Felfili 2006), o que sugere que num período maior de observação a vegetação tenda a uma maior similaridade florística.

As queimadas durante a época seca podem resultar em mudanças mais significativas na estrutura e composição florística da vegetação do que as queimadas na

época chuvosa (Miranda & Sato 2006). Tal padrão não foi evidenciado no presente estudo.

Tabela 7 – Índice de similaridade de Sørensen nos dois tratamentos em relação à vegetação campestre queimada em duas épocas na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. P1 = antes do fogo; P2 = um mês após o fogo; P3 = seis meses após o fogo; P4 = um ano após o fogo.

	P2	P3	P4
P1 Estação Seca	0,81	0,8	0,74
P1 Estação Chuvosa	0,63	0,67	0,66

Recrutamento de plântulas – Quatorze espécies apresentaram plântulas durante o período de observação: *Marcetia taxifolia*, *Cuphea sessilifolia*, *Verbesina* sp., *Evolvulus glomeratus*, *Euphorbia sarcodes*, *Chamaechrista rotundifolia*, *Stilosanthes guianensis*, *Turnera* sp., *Bacharis*, *Sapium glandullatum*, Poaceae, *Heliotropium salicoides*, além de duas espécies indeterminadas. Nos dois tratamentos foi observada a chegada de plântulas no primeiro e sexto mês após a passagem do fogo (Fig. 3 e 4).

As parcelas incendiadas durante a estação seca apresentaram a chegada de 119 plântulas, sendo quatro espécies no primeiro mês (113 plântulas de Poaceae, uma de *Paepalanthus bifidus*, quatro de *Heliotropium salicoides* e uma indeterminada). No sexto mês foram contabilizadas oito plântulas, distribuídas em sete espécies diferentes: *Marcetia taxifolia* (1), *Cuphea sessilifolia* (1), *Verbesina* sp. (1), *Euphorbia sarcodes* (1), *Evolvulus glomeratus* (2) e *Chamaechrista rotundifolia* (1).

Nas parcelas incendiadas na estação chuvosa, no primeiro mês após ao fogo, foram contabilizadas 17 plântulas de cinco espécies: *Stilosanthes guianensis* (3), *Verbesina* sp. (1), *Turnera* sp. (1), *Evolvulus glomeratus* (1) e Indeterminada (11). No sexto mês chegaram 38 plântulas de quatro espécies: *Bacharis* sp. (8), *Sapium glandullatum* (5), *Evolvulus glomeratus* (1) e *Stilosanthes guianensis* (25).

No cerrado sujeito a altas frequências de queimadas, a reprodução vegetativa é mais vantajosa do que a reprodução sexual, pois o fogo destrói estruturas reprodutivas e sementes em desenvolvimento (Hoffmann 1996). Tal dado corrobora com a pequena quantidade e pouca área de cobertura de plântulas no presente estudo.

Nas parcelas incendiadas na estação seca, no primeiro mês 50% das espécies de plântulas eram monocotiledôneas, sendo que plântulas de monocotiledôneas não foram registradas nas parcelas incendiadas na estação chuvosa, nem nos demais períodos de

observação nas parcelas da estação seca. Entretanto, a cobertura das plântulas monocotiledôneas foi superior a 90% no mês em que foi amostrada. Em vegetação de campo rupestre com passagem recente de fogo foi evidenciada que em áreas com predominância de monocotiledôneas é mais comum a chegada de plântulas de eudicotiledôneas e nos primeiros meses o recrutamento de plântulas é de 2% do total da vegetação da área, contra a 98% que volta via rebroto (Carmo *et al.* 2007).

Nos dois tratamentos, no primeiro mês após o fogo, ocorreu precipitação de 26,3 mm em setembro e 338,6 em abril (Tab. 2), demonstrando a irregularidade de chuvas na região, conforme já explicitado (Harley 1995). Devido a maior suscetibilidade das plântulas às intempéries ambientais, seu recrutamento pode ser afetado por situações extremas, como período muito seco observado um mês após o fogo da estação seca, ou como período muito úmido constatado no primeiro mês após a estação chuvosa, o que poderia explicar a ausência de correlação significativa entre os fatores climáticos e o recrutamento de plântulas (Tab. 6). A literatura aponta que as respostas no estabelecimento de plântulas após o fogo podem ser diferenciadas a depender das características ambientais, além das características morfofisiológicas das espécies envolvidas, entre outras (Frost & Robertson 1987; Cook & Mordelet 1997; França *et al.* 2007).

Em áreas de cerrado recém-queimadas, o estabelecimento de plântulas é menor, pois a retirada da cobertura vegetal aumenta a incidência de raios solares, aumenta a temperatura do solo e evapotranspiração, resultando em maior estresse hídrico para as sementes e plântulas (Hoffmann 1996). Nesse estudo a resposta difere desse padrão, pois encontrou-se logo no primeiro mês cerca de 1 m² de plântulas distribuídas em quatro espécies (Fig. 3) e sete espécies no primeiro mês nas parcelas incendiadas na estação úmida (Fig. 4).

O efeito negativo do fogo pode ser evidenciado em outras formações sensíveis a este distúrbio. Em áreas de restinga, a dessecação das sementes e das plântulas são as causas primárias que limitam o estabelecimento de espécies em áreas desnudas (Maun 1994). Já em áreas de caatinga incendiadas foram registradas 32 morfo-espécies de plântulas, e apesar deste valor, foi encontrada uma redução de 80% na densidade do banco de sementes e redução da diversidade após o fogo (Mamede & Araújo 2008).

Nas savanas australianas recém-queimadas, tanto no início como no fim da estação seca, houve redução na emergência de plântulas, sendo apontada como causas a redução da cobertura vegetal e maior visibilidade para a predação por formigas. Nas parcelas acompanhadas no presente estudo foi visualizada grande quantidade de formigas do gênero *Atta* predando as plantas restabelecidas após o incêndio.

Em contrapartida, nos Páramos, a remoção da vegetação pelo fogo abriu oportunidade para a colonização, pois em poucos dias após a perturbação por fogo foram contabilizadas em média 58 plântulas de *Rumex acetosella* por m², explicadas pela quebra de dormência da semente pelo fogo como a causa para o estabelecimento (Ramsay & Oxley 1996). Além da quebra de dormência, plantas que germinam após o fogo, muitas vezes podem ser favorecidas pela remoção da cobertura aérea e aumento dos nutrientes do solo oriundos das cinzas (Soares *et al.* 2006).

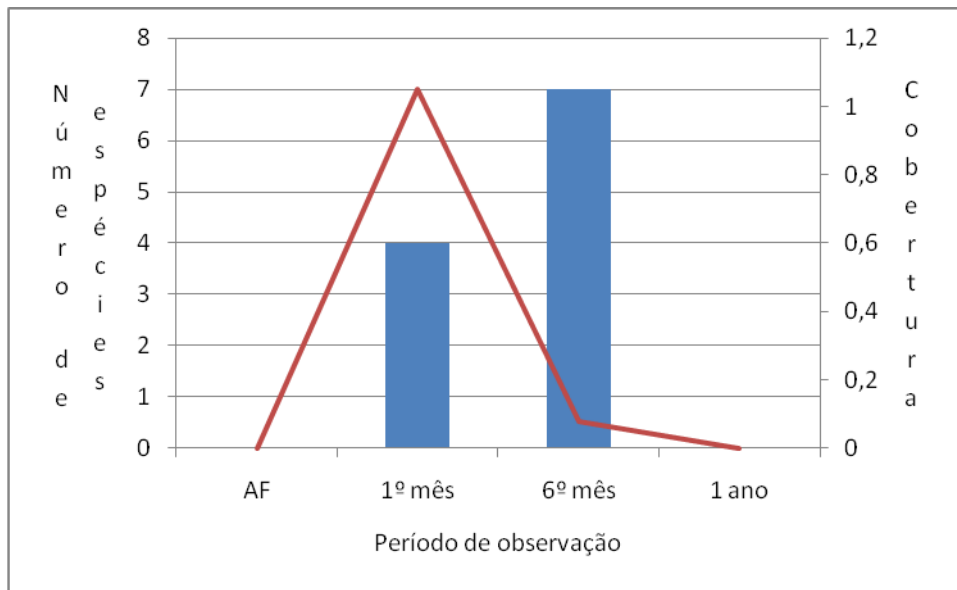


Figura 3 – Número de espécies e cobertura (em m²) de plântulas nas parcelas incendiadas durante a estação seca numa área de vegetação campestre, Chapada Diamantina, Bahia.

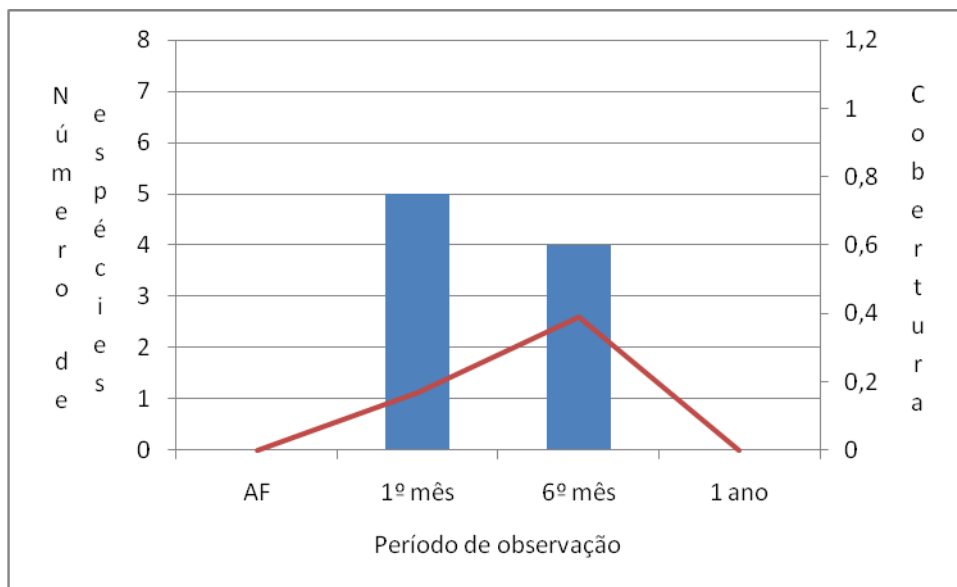


Figura 4 - Número de espécies e cobertura (em m²) de plântulas nas parcelas incendiadas durante a estação úmida numa área de vegetação campestre, Chapada Diamantina, Bahia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APG (Angiosperm Phylogeny Group) II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of *flowering plants*: APGII. Botanical Journal Linnean Society 141: 399-506.

Batalha, M. A. & Martins, F. R. 2002. Life-form spectra of Brazilian cerrado sites. Flora 197: 452-460.

Bazzaz, F. A. & Morse S. R. 1991. Annual plants: potential responses to multiple stresses. In: Mooney, H. A., Winner, W. E. & Pell, E. J. (eds). Response of plants to multiple stresses. Academic, London.

Bond, W. J. & Wilgen, B.W. van. 1996. Fire and plants. Chapman & Hall, London. 263p.

Carmo, F. F.; Sousa, E.; Fonseca, F. C.; Ribeiro, L. C. & Jacobi, C. M. 2007. Recrutamento pós-fogo em dois habitats de um campo rupestre ferruginoso (canga) na Serra da Moeda, MG. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu.

Caturla, R. N.; Raventós, J.; Guàrdia, R. & Vallejo, V. R. 2000. Early post-fire regeneration dynamics of *Brachypodium retusum* Pers. (Beauv.) in old fields of the Valencia region (eastern Spain). Acta Oecologica 21(1): 1-12.

Chapman, R. C. & Crow, G. 1981. Raunkiaer's life form classification in relation to fire. Bartonia 48: 19-33.

Christensen, N. L. 1985. Shrubland fire regimes and their evolutionary consequences. *In: Pickett, S. T. A. & WHITE, P. S. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, San Diego. 427p.*

Conceição, A. A & Pirani, J. R. 2005. Delimitação de habitats em campos rupestres na Chapada Diamantina: substratos, composição florística e aspectos estruturais. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 23(1): 85-111.

Cook, G. D. & Mordélet, P. 1997. A tale of two savannas: The effects of fire on vegetation patterns in West Africa and the Northern Territory. Pp 45-50.

Cornelissen, J. H. C.; Cerabolini, B.; Castro-Díez, P.; Villar Salvador, P.; Montserrat-Martí, G.; Puyravaud, J. P.; Maestro, M.; Werger, M. J. A. & Aerts, R. 2003. Functional traits of woody plants: correspondence of species rankings between field adults and laboratory-grown seedlings? *Journal of Vegetation Science* 14: 311-322.

Costa, G. M.; Funch, L. G.; Conceição, A. A. & Moraes, A. C. S. 2009a. Composição florística e estrutura de cerrado senso restrito na Chapada Diamantina, Palmeiras, Bahia, Brasil. *Sitientibus* 9(4): 245-254.

Costa, G. M.; Conceição, A. A.; Souza, J. M. & Brito, J. C. 2009b. Composição florística e estrutura em uma área de campo rupestre, Chapada Diamantina, Bahia. *In: Resumos do 60º Congresso Nacional de Botânica. Eduneb, Salvador. 1485p.*

Coutinho, L. M. 1982. Ecological effect of fire in Brazilian cerrado. *In: Huntley, B. J. & Walker, B. H. (eds.). Ecology of tropical savannas. Springer-Verlag, Berlin. Pp. 273-291.*

- Coutinho, L. M. 1994. O uso do fogo em pastagens naturais brasileiras. In : Puignau, J. P. (Ed). Utilización y manejo de pastizales. IICA PROCISUR, Montevideo. Pp. 159-168.
- Felfili, J. M.; Rezende, A. V.; Silva JR., M. C. & Silva, M. A. 2000. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. Journal of Tropical Ecology (16): 579-590.
- França, H.; Neto, M. B. R.; Setzer, A. 2007. O Fogo no Parque Nacional das Emas. Biodiversitas, Brasília. 140 pp.
- Frost, P. G. H. & Robertson, F. 1987. The ecological effects of fire in savannas. Pp. 93-140. In: Walker, B.H. (ed.). Determinants of Tropical Savannas. Oxford, IRL Press.
- Giulietti, A. M.; Pirani, J. R. & Harley, R. M. 1997. Espinhaço Range Region, Eastern Brasil. In: Davis, S. D.; Heywood, V. H.; Herrera-Macbryde, O.; Villa-Lobos, J. & Hamilton, A. C. (eds). Centres of plant diversity. A guide and strategy for their conservation. VOL 3. The Americas IUCN Publication Unity, Cambridge.
- Grillo, A. A. S. 2008. Cerrado: áreas do Cercado e do Morro do Camelo. In: Funch, L. S.; Funch, R. R. & Queiroz, L. P. Serra do Sincorá – Parque Nacional da Chapada Diamantina. Feira de Santana: Editora Radami. Pp. 79-101.
- Harley, R. M. 1995. Introduction. In: Stannard, B. L. (ed.). Flora of the Pico das Almas, Chapada Diamantina, Brazil. Kew, Royal Botanic Gardens. Pp. 1-42
- Harley, R.M.; Giulietti, A.M.; Grillo, A.S.; Silva, T.R.S.; Funch, L; Funch, R.R.; Queiroz, L.P.; França, F.; Melo, E.; Gonçalves, C.N. & Nascimento, F.H.F. 2005. Cerrado. In: FA Juncá, L Funch & W Rocha (ed.). Biodiversidade e Conservação da Chapada Diamantina, Brasília. Pp. 121-152.

Heringer, I. & Jacques, A.V.A. 2001. Adaptação das plantas ao fogo: enfoque na transição floresta-campo. *Ciência Rural* 31(6): 1085-1090.

Hoffmann, W. 1996. The effects of *fire* and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. *Journal of Ecology* 84: 383-393.

Líbano, A. M. & Felfili, J. M. 2006. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado *sensu stricto* do Brasil Central em período de 18 anos (1985-2003). *Acta Botanica Brasilica* 20(4): 927-936.

Magurran, A. 1988. *Ecological Diversity and its measurement*. Cambridge, University Press. 179p.

Mamede, M. A.; Araujo, F. S. 2008. Effects of slash and burn practices on a soil seed bank of caatinga vegetation in North-eastern Brazil. *Journal of Arid Environments* (72): 458-470.

Marini, M. A. & Cavalcanti, R. B. 1996. Influência do fogo na avifauna do sub-bosque de uma mata ciliar do Brasil Central. *Revista Brasileira de Biologia* 56(4):749-754.

Maun, M. A. 1994. Adaptations enhancing survival and establishment of seedlings on coastal dune systems. *Vegetatio* 111: 59-70.

Medeiros, M. B. & Miranda, H. S. 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de ampo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. *Acta Botanica Brasilica* 19(3): 493-500.

Meira-Neto, J. A.; Souza, A. L.; Lana, J. M. & Valente, G. E. 2005. Composição Florística, Espectro Biológico e Fitofisionomia da vegetação de muçununga nos Municípios de Caravelas e Mucuri, Bahia. *Revista Árvore* 29(1): 139-150.

- Miranda, H. S. & Sato, M. N. 2006. Efeitos do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. *In: Scariot, A.; Sousa-Silva, J. C. & Felfili, J. M. (Org.). Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. Pp. 95-103.*
- Miranda, H. L.; Sato, M. N.; Nascimento-Neto, W. & Aires, F. S. 2009. Fires in the cerrado, the Brazilian savanna. *In: Cochrane, M. A. (Ed.). Tropical Fire Ecology. Springer, Berlin. Pp 427-450.*
- Müller-Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. Aims and methods in vegetation ecology. John Wiley and Sons, New York.
- Munhoz, C. B. R. & Felfili, J. M. 2006. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma área de campo sujo no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botanica Brasilica. 20 (3): 671-685.*
- Nimer, N. 1989. Climatologia do Brasil. Rio de Janeiro, IBGE. 421p.
- Overbeck, G. E. & Pfadenhauer, J. 2006. Adaptive strategies in burned subtropical grassland in southern Brazil. *Flora 202: 47-49.*
- Ramos-Neto, M. B. & Pivello, V. R. 2000. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: re-thinking management strategies. *Environmental Management 26 (6): 675-684.*
- Ramsay, P. M. & Oxley, E. R. B. 1996. Fire temperatures and postfire plant community dynamics in Ecuadorian Grass Páramo. *Vegetatio 124: 129-144.*
- Silva, I. A. & Batalha, M. A. 2008. Species convergence into life-forms in a hyperseasonal cerrado in central Brazil. *Brazilian Journal of Biology 68: 631-637.*

Soares, J. J.; Souza, M. H. A. O. & Lima, M. I. S. 2006. Twenty years os post-fire plant succession in "cerrado", São Carlos, SP, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66(2B): 587-602.

Thonicke, K.; Venevsky, S.; Sitch, S. & Cramer, W. 2001. The role of fire disturbance for global vegetation dynamics: coupling fire into a Dynamic Global Vegetation Model. *Global Ecology and Biogeography* 10: 661-678.

Torquato, J. R. & Fogaça, A. C. C. 1981. Correlação entre o supergrupo Espinhaço no Brasil, o grupo Chela em Angola e as formações Nasib e Khoabendus da Namíbia. *In: Anais do simpósio sobre o Craton do São Francisco e suas marginais*. Sociedade Brasileira de Geologia, Núcleo da Bahia, Coordenação da Produção Mineral.

Whelan, R. J. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press. 343p.

Williams, P. R.; Congdon, R. A.; Grice, A.C. & Clarke, P. J. 2003. Effect of fire regime on plant abundance in a tropical eucalypt savanna of north-eastern Australia. *Austral Ecology* 28: 327-338.

Zar, J. H., 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey. 663p.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

- A estrutura da comunidade campestre apresentou uma tendência à manutenção da composição florística e da estrutura após um ano da queimada experimental, revelados pela elevada similaridade nos índices calculados. O baixo recrutamento de plântulas e a rebrota da maioria das espécies podem ser possíveis explicações para tal manutenção.

- A época de queima, apesar de ser apontada como fundamental na dinâmica da vegetação pós-fogo, não mostrou diferenças significativas nas análises aqui desenvolvidas. Em geral, o restabelecimento da cobertura aérea da vegetação se mostrou mais lenta nas parcelas incendiadas na estação chuvosa do que na estação seca. O índice de similaridade florística de Sørensen revelou uma tendência no aumento da similaridade nas parcelas da estação chuvosa, enquanto que nas parcelas da estação seca a tendência foi de redução na similaridade.

- Nas áreas queimadas no presente estudo, o índice de diversidade de Shannon apresentou-se dentro do intervalo obtido em outras formações campestres da Chapada Diamantina.

- A ampla literatura sobre fogo em formações savânicas revela a dificuldade de estabelecer padrões de regeneração da vegetação, pois as respostas são variadas a depender de características intrínsecas, tanto do fogo como da vegetação.

- A ampliação no período de observação e dos estudos sobre o fogo na vegetação da Chapada Diamantina podem contribuir de forma considerável no

entendimento dos processos ecológicos resultantes de queimadas e, conseqüentemente, para ações de manejo dentro da área.

RESUMO

Nos últimos anos, o fogo tem sido reconhecido como um importante fator determinante em processos funcionais e estruturais em diversos ecossistemas, podendo apresentar respostas diferenciadas a partir da época do incêndio, pois as condições ambientais pós-queima de uma área são os principais determinantes da dinâmica de recuperação da vegetação. Este trabalho objetiva compreender a resposta da vegetação campestre sob perturbação de fogo na Chapada Diamantina, Bahia, através da avaliação das alterações florísticas e estruturais após um ano de queima e comparação do efeito da época de queima na regeneração. O trabalho de campo foi conduzido na propriedade do Orquidário do Pai Inácio (12° 27' S e 41° 28' W), na base da Serra do Brejão, em frente ao Morro da Mãe Inácia, localizado na Área de Proteção Ambiental Marimbus-Iraquara, no município de Palmeiras, na Serra do Sincorá, Chapada Diamantina. Dois eventos de queimadas controladas foram efetuados, com quatro parcelas de 10x10 m incendiadas individualmente na estação seca e quatro parcelas de mesmo tamanho na estação chuvosa. Em cada parcela foram sorteadas 10 subparcelas de 1x1 m, para a quantificação da cobertura e contagem com a utilização de um quadrante medindo 1x1 m, subdividido em quadrículas de 10x10 cm, para maior precisão na quantificação, variando de 0% (ausente) a 100% (ocorrente nas 100 quadrículas). Também foram determinadas as formas de vida de Raunkiaer. A estrutura da comunidade campestre apresentou uma tendência à manutenção da composição florística e da estrutura após um ano da queimada experimental, revelados pela elevada similaridade nos índices calculados. O baixo recrutamento de plântulas e a rebrota da maioria das espécies podem ser possíveis explicações para tal manutenção. A época de queima, apesar de ser apontada como fundamental na dinâmica da vegetação pós-fogo e no presente estudo foi evidenciado o restabelecimento da cobertura aérea da vegetação de forma mais lenta nas parcelas incendiadas na estação chuvosa do que estação seca. O índice de similaridade florística de Sørensen revelou uma tendência no aumento da similaridade nas parcelas da estação chuvosa, enquanto que nas parcelas da estação seca a tendência foi de redução na similaridade.

ABSTRACT

In recent years, fire has been recognized as an important factor in structural and functional processes in many ecosystems and may have different responses from the time of the fire, because the environmental conditions after burning an area are the main determinants of the dynamics recovery of vegetation. This study aims to understand the response of grassland vegetation under fire disturbance in the Chapada Diamantina, Bahia, through the evaluation of floristic and structural changes after a year of burning and comparison of the effect of season of burning on regeneration. The field work was conducted on the property of the 'Orquidário do Pai Inácio' (12 ° 27 'S and 41 ° 28' W) at the base of the 'Serra do Brejão' in front of the 'Morro da Mãe Inacia', located in the Environmental Protection Area 'Marimbus-Iraquara', in the municipality of 'Palmeiras', 'Chapada Diamantina'. Two controlled burns were conducted, with four plots of 10x10 m burned in the dry season and four plots of equal size in the rainy season. In each plot were randomly selected 10 plots of 1x1 m, to quantify the coverage of vegetation and count the seedlings, we used a quadrant measuring 1x1 m, divided into squares of 10x10 cm, to accurately quantify, ranging from 0% (absent) to 100 % (occurring in 100 boxes). We also determined Raunkiaer's life-form. The structure of the grassland community showed a tendency to maintain the floristic composition and structure after a year of prescribed burning, revealed by the high similarity indices calculated. The low recruitment of seedlings and regrowth of most species can be possible explanations for such maintenance. The burning season, despite being identified as key in the dynamics of post-fire vegetation in general, the restoration of aerial cover of vegetation was more slowly in plots burned in the rainy season than in dry season. The floristic similarity index of Sørensen showed a tendency to increase the similarity in the plots of the rainy season, while the plots of the dry season the trend was to reduce the similarity.