

**JULIANA CARVALHAIS BRITO**

**EFEITOS DO FOGO SOBRE A VEGETAÇÃO EM DUAS ÁREAS  
DE CAMPO RUPESTRE NA CHAPADA DIAMANTINA, BAHIA,  
BRASIL**

**FEIRA DE SANTANA – BAHIA**

**2011**



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

**EFEITOS DO FOGO SOBRE A VEGETAÇÃO EM DUAS ÁREAS  
DE CAMPO RUPESTRE NA CHAPADA DIAMANTINA, BAHIA,  
BRASIL**

**JULIANA CARVALHAIS BRITO**

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

2011

BANCA EXAMINADORA

---

Prof(a) Dr(a)

---

Prof(a) Dr(a)

---

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

Feira de Santana – Bahia  
2011

*Aos meus amores, Rodrigo e Laura, por  
tornarem minha vida muito mais feliz!*

*“ Se você consegue sonhar algo, consegue realizá-lo. ”*

Walt Disney

## **AGRADECIMENTOS**

À Fundação de Amparo à pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB) pelo financiamento do projeto;

À CAPES pelos dois anos de bolsa de mestrado;

Ao IBAMA pela licença de coleta no Parque Nacional da Chapada Diamantina;

Ao professor doutor Abel Augusto Conceição pela orientação, competência e aprendizado;

Aos meus pais, Sérgio e Cássia, por acreditarem no meu sonho e me darem todo o suporte necessário para a construção da minha carreira;

Às minhas irmãs, Carina e Rafaela, por estarem sempre presentes animando os meus dias;

À minha família de Retiro, em especial a Luciene e Dermi, pelo amor com que me receberam em sua família;

Ao tio Paulinho, Fá e Victinho por vibrarem com minhas vitórias e tornarem os momentos de lazer mais divertidos;

Aos companheiros de campo que sempre deram mais alegria a este trabalho: Rodrigo Rocha, Grênivel Mota, Jumara Souza, Sâmia Paula e Aline Moraes;

Ao meu amor Rodrigo, pela ajuda constante e incansável no nosso dia-a-dia, pela enorme paciência e companheirismo que tornaram a minha vida e as viagens de campo muito mais felizes;

A minha princesa Laura, que mesmo ainda estando em meu ventre, deu um sabor todo especial à minha vida neste final de dissertação, você agora é a razão de tudo isso filhota!

Ao DEUS todo poderoso por permitir que cada dia de vida seja um passo para a realização de novos sonhos e conquistas. Tudo que tenho, tudo que sou, o que eu vier a ser, vem de Ti Senhor!

## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE TABELAS	vi
INTRODUÇÃO GERAL	14
Capítulo 1 – Regeneração de uma área de campo rupestre perturbada pelo fogo: vegetação nos substratos rochoso e arenoso	24
Capítulo 2- Estratégias de sobrevivência e reocupação em vegetação de campo rupestre após a passagem de fogo	63
CONSIDERAÇÕES FINAIS	90
RESUMO	92
ABSTRATCT	93

## LISTA DE FIGURAS

### Capítulo 1

Figura 1. Mapa da área de estudo com vegetação de campo rupestre queimada em novembro de 2008, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Adaptado de Giulietti *et al.* 1997, Funch *et al.* 2008 e Carta de Utinga da SUDENE – 1: 100.100 ; acima à direita, recorte do Parque Nacional da Chapada Diamantina. 29

Figura 2. Caracterização dos regimes climáticos da cidade de Lençóis baseados nos registros históricos do de janeiro de 1997 a maio de 2010. Dados climáticos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Estação Meteorológica de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. 30

Figura 3. A. Figura esquemática das parcelas de 10x10 m e subparcelas de 2x2 m sorteadas, assinaladas com X, utilizadas para amostragem da vegetação nas áreas de campo rupestre queimada (incêndio de novembro de 2008 - APA Marimbus-Iraquara) e controle (incêndio de outubro de 2005 - Parque Nacional da Chapada Diamantina). Município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. B. Fotografia de uma das parcelas de 10x10 m queimadas e subparcelas de 2x2 m marcadas com barbante. 31

Figura 4. Vegetação de campo rupestre atingida pelo fogo em novembro de 2008 no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. A e B. área com predomínio de substrato rochoso uma semana depois do incêndio (novembro 2008). C. área com predomínio de substrato arenoso uma semana depois do incêndio (novembro 2008). D. vegetação queimada um mês após a passagem do fogo (dezembro 2008). E. três meses após o fogo (fevereiro 2009). F. seis meses após o fogo (maio 2009). G. doze meses após o fogo (novembro de 2009). H. dezoito meses após o fogo (maio 2010). 34

Figura 5. Média dos índices de diversidade de Shannon ( $H'$ ) registrados nas 16 parcelas de 10x10 m estudadas durante 18 meses em área de campo rupestre queimada e controle no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Substrato arenoso



queimado (AQ), substrato arenoso controle (AC), substrato rochoso queimado (RQ), substrato rochoso controle (RC). 37

Figura 6. Número de espécies registrado nas 16 parcelas estudadas durante 18 meses em área de campo rupestre queimada e controle no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Substrato arenoso queimado (AQ), substrato arenoso controle (AC), substrato rochoso queimado (RQ), substrato rochoso controle (RC). 38

Figura 7. Distribuição da cobertura relativa das famílias registradas nas áreas queimadas de com predomínio substrato rochoso nos meses de dezembro 2008 (um mês após o fogo), novembro 2009 (12 meses após o fogo) e maio 2010 (18 meses após o fogo) em duas áreas de campo rupestre no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. 39

Figura 8. Distribuição da cobertura relativa das famílias registradas nas áreas queimadas com predomínio de substrato arenoso nos meses de dezembro 2008 (um mês após o fogo), novembro 2009 (12 meses após o fogo) e maio 2010 (18 meses após o fogo) em duas áreas de campo rupestre no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. 39

Figura 9. Área de cobertura da vegetação registrada nas 16 parcelas de 10x10 m estudadas durante 18 meses em área de campo rupestre queimada e controle no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Substrato arenoso queimado (AQ), substrato arenoso controle (AC), substrato rochoso queimado (RQ), substrato rochoso controle (RC) 47

Figura 10. Altura média da vegetação registrada em 16 parcelas de 10x10 m estudadas durante 18 meses em área campo rupestre queimada e controle no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Substrato arenoso queimado (AQ), substrato arenoso controle (AC), substrato rochoso queimado (RQ), substrato rochoso controle (RC). 48

Figura 11. Análise de componentes principais (PCA) realizada a partir dos dados coletados durante 18 meses em uma área de vegetação de campo rupestre queimada em novembro de 2008 e uma área controle, queimado em outubro de 2005, em substrato arenoso e rochoso no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Substrato arenoso queimado (AQ), substrato arenoso controle (AC), substrato rochoso queimado (RQ), substrato rochoso controle (RC). 51

Figura 12. Análise de componentes principais (PCA) realizada a partir dos dados coletados, durante 18 meses em área de campo rupestre queimada em novembro de 2008 em substrato arenoso e rochoso no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Substrato arenoso queimado (AQ), substrato rochoso queimado (RQ). 52

Figura 13. Análise de componentes principais (PCA) realizada a partir dos dados coletados, durante 18 meses, em área de campo rupestre queimada em outubro de 2005 (controle), em substrato arenoso e rochoso no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Substrato arenoso controle (AC), substrato rochoso controle (RC). 53

Figura 14. Análise de similaridade de Jaccard das parcelas queimadas e controle em duas áreas de campo rupestre no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil baseada na matriz de presença e ausência das espécies registradas um mês após a passagem do fogo (dezembro 2008). **Grupo 1:** Grupo 1 a - parcelas de substrato arenoso controle (AC) e Grupo 1b - parcelas de substrato arenoso (AQ) e rochoso queimadas (RQ). **Grupo 2:** parcelas de substrato rochoso controle (RC). 54

Figura 15. Análise de similaridade de Jaccard das parcelas queimadas e controle em duas áreas de campo rupestre no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil baseada na matriz de presença e ausência das espécies registradas doze meses após a passagem do fogo (novembro 2009). **Grupo 1:** Grupo 1 a - parcelas de substrato arenoso controle (AC) e Grupo 1b - parcelas de substrato arenoso (AQ) e rochoso queimadas (RQ). **Grupo 2:** parcelas de substrato rochoso controle (RC). 55

Figura 16. Análise de similaridade de Jaccard das parcelas queimadas e controle em duas áreas de campo rupestre no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil baseada na matriz de presença e ausência das espécies registradas dezoito meses após a passagem do fogo (Maio 2010). **Grupo 1:** Grupo 1 a - parcelas de substrato arenoso (AQ) e rochoso (RQ) queimadas e Grupo 1 b - parcelas de substrato arenoso controle (AC). **Grupo 2:** parcelas de substrato rochoso controle (RC) e uma parcela de substrato rochoso queimado (RQ8). 56

## Capítulo 2

Figura 1. Gráficos do número de espécies (A e C) e área de cobertura (B e D) das estratégias de crescimento das plantas vasculares em área de campo rupestres queimada em novembro de 2008 na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: substrato arenoso (A e B) e substrato rochoso (C e D). 79

Figura 2. Gráficos do número de espécies (A e C) e área de cobertura (B e D) das estratégias de crescimento das plantas vasculares na área controle de campo rupestre (última queimada em outubro de 2005) na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: substrato arenoso (A e B) e substrato rochoso (C e D). 80

Figura 3. Gráficos do número de espécies (A e C) e área de cobertura (B e D) das formas de vida das plantas vasculares de uma área de campo rupestre queimada em novembro de 2008 na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: substrato arenoso (A e B) e substrato rochoso (C e D). CA – caméfito, CRIP – criptófito, HE – Hemicriptófito, NAN – nanofanerófito, TERO – terófito. 81

Figura 4. Gráficos do número de espécies (A e C) e área de cobertura (B e D) das formas de vida das plantas vasculares de uma área de campo rupestre queimado em outubro de 2005 (controle) na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: substrato arenoso (A e B) e substrato rochoso (C e D). CA – caméfito, CRIP – criptófito, HE – Hemicriptófito, NAN – nanofanerófito, TERO – terófito. 82

Figura 5 - Vegetação de campo rupestre atingida pelo fogo em novembro de 2008 no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. A. área com predomínio de substrato rochoso queimado (dezembro 2008 – um mês após o fogo). B. área com predomínio de substrato arenoso queimado (dezembro 2008). C. espécie resistente ao fogo (*Cottendofia florida*). D. *Panicum trinii* rebrotando - hemicriptópito (dezembro 2008). E. espécies crescendo via semente em substrato arenoso (fevereiro 2009 – três meses após o fogo) . F. espécie de nanofanerófito (dezembro 2008). 83

## **LISTA DE TABELAS**

### **Capítulo 1**

Tabela 1. Lista de espécies ou morfoespécies amostradas nas parcelas de 10x10 m em uma área de campo rupestre. Parcelas: substrato arenoso (SA), substrato rochoso (SR). Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. 39

Tabela 2. Correlação de Spearman entre os dados climáticos – Temperatura média (TM) e Pluviosidade média (PM) – e a área de cobertura da vegetação registrada nas oito parcelas de 10x10 m queimadas em novembro de 2008 em substrato rochoso (RQ1, RQ2, RQ3, RQ4) e substrato arenoso (AQ1, AQ2, AQ3, AQ4). Município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. 45

### **Capítulo 2**

Tabela 1. Lista de espécies ou morfoespécies amostradas nas parcelas de 10 x10 m durante 18 meses de observação em área de campo rupestre no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Estratégia de ocupação (EST): semente (S), rebroto (R), semente/rebroto (S/R). forma de vida (FV): caméfito (ca), criptófito (crip), hemicriptófito (hem), nanofanerófito (nan), terófito (tero). Parcelas: substrato arenoso (SA), substrato rochoso (SR). 70

## INTRODUÇÃO GERAL

Eventos de fogo são comuns na maioria das savanas do mundo (Lacey *et al.* 1982; Gillon 1983). Sua ocorrência nos últimos milhares de anos favoreceu o estabelecimento de comunidades adaptadas com flora e fauna características (França *et al.* 2007).

As queimadas na vegetação podem ser iniciadas naturalmente, sendo causadas principalmente por raios, vulcanismo, atrito de um galho contra outro e impacto de matozinhos de quartzito rolando montanha abaixo (Stewart 1956; Killick 1963; Phillips 1968; Coutinho *et al.* 2002) e pela ação humana, uma prática muito comum nos trópicos, sendo utilizada no manejo agrícola para a eliminação da cobertura vegetal, para a renovação da biomassa e fertilização do solo (Valencia & Hernández 2002; Soares *et al.* 2006).

Pode-se afirmar que o fogo influencia a distribuição e a composição florística das savanas, afetando a estrutura de vegetação (Sano *et al.* 2008), favorecendo o estabelecimento de certas espécies e eliminando outras sensíveis (Moreira 1996; 2000), provocando modificações relacionadas ao processo de sucessão ecológica (Frost & Robertson 1987; Engel 1993; Medina & Huber 1994).

O fogo tem grande influência na sobrevivência das plantas, principalmente sobre plântulas até o primeiro ano de vida (Franco *et al.* 1996; Hoffmann 1998), limitando o crescimento populacional das espécies devido ao impacto no esforço reprodutivo em consequência da mortalidade da parte aérea (Hoffmann & Solbrig 2003). Sua ação também pode promover floração de maior número de indivíduos (Munhoz & Felfili 2005) e mudanças no comportamento reprodutivo de algumas gramíneas, que na savana têm floração estimulada depois da ocorrência de incêndios (Sarmiento 1992; Canales *et al.* 1994).

As espécies das fisionomias campestres e savânicas, mais particularmente aquelas pertencentes ao estrato herbáceo-subarbustivo, são tipicamente pirófitas, isto é, adaptadas ao fogo por possuírem características que as permitem sobreviver a esta alteração drástica das condições nos ecossistemas (Coutinho 1994).

As propriedades químicas e morfológicas de espécies individuais, frequentemente associadas às defesas contra herbívoros e a adaptação para sobreviver à seca influenciam a suscetibilidade destas ao fogo (Risser 1990; Bond & Wilgen 1996).

Entre as espécies herbáceo-subarbusivas, algumas são anuais, crescendo e desenvolvendo-se apenas na época das chuvas e assim sobrevivem, sob a forma de sementes, aos perigos das queimadas. Plantas herbáceas perenes de desertos, campos áridos e ambientes xéricos são dormentes durante a estação seca, quando a maior parte do material vivo é encontrada abaixo do chão ou na superfície deste (Gurevitch *et al.* 2009). Muitas delas apresentam órgãos subterrâneos, como bulbo, rizomas, xilopódios, que por estarem isolados das chamas por uma pequena camada de solo superficial, também escapam à ação destruidora do fogo (Coutinho 1994). Tanto crescimento via semente como rebroto são estratégias de escape (Gurevitch *et al.* 2009) que permitem a regeneração de áreas queimadas uma vez que as condições ambientais se tornam semelhantes as encontradas em período de seca.

No Brasil, os registros de fogo mais antigos sobre as formações savânicas e campestres no Cerrado são do final do Pleistoceno, há 32.400 anos atrás (Miranda *et al.* 2002) e estão localizados no Brasil Central (Ledru 2002). Atualmente a ocorrência de queimadas no Cerrado se dá com intervalos de um a três anos, principalmente devido a ação antrópica (Coutinho 1990) que na Chapada Diamantina está relacionada ao garimpo e a rebrota de pastagem. Segundo Eiten (1972;1994), a vegetação do Cerrado está adaptada ao fogo e suas formações fisionômicas dependeriam de três aspectos do substrato: a baixa fertilidade e os altos teores de alumínio disponível; a profundidade do solo; e o grau de saturação hídrica das camadas superficial e subterrânea do solo.

Os critérios utilizados para diferenciar os tipos fitofisionômicos de cerrado são baseados na fisionomia e na composição florística. São descritos onze tipos principais de vegetação para o bioma Cerrado, enquadrados em formações florestais, savânicas e campestres (Sano *et al.* 2008).

As formações florestais do Cerrado englobam os tipos de vegetação com predominância de espécies arbóreas, com a formação de dossel contínuo (Mata Ciliar, Mata de Galeria, Cerradão). As formações savânicas englobam quatro tipos fitofisionômicos principais: Cerrado sentido restrito, Parque de Cerrado, Palmeiral e Veredas e caracterizam-se pela presença dos estratos arbóreos e arbustivo-herbáceos definidos, com árvores distribuídas aleatoriamente sobre o terreno em diferentes densidades, sem que se forme um dossel contínuo. As formações campestres do Cerrado englobam três fitofisionomias principais: Campo sujo, Campo limpo e Campo rupestre e caracterizam-se pela presença de arbustos e subarbuscos entremeados no estrato

arbustivo-herbáceo e pelo predomínio de espécies das famílias Poaceae e Cyperaceae (Sano *et al.* 2008).

A Chapada Diamantina é uma região do Brasil situada no centro da Bahia que é acometida por grandes incêndios todos os anos, que queimam extensas áreas de caatingas, cerrados, florestas e campos rupestres, impactando trechos de vegetação em nascentes e margens de rios, importantes ao abastecimento de água à população. O campo rupestre é um tipo fitofisionômico do cerrado que compõe a vegetação mais característica da Chapada Diamantina (Conceição 2000).

O campo rupestre é predominantemente herbáceo-arbustivo com a presença eventual de arvoretas pouco desenvolvidas e abrange um complexo de vegetação que agrupa paisagens em micro-relevos com espécies típicas, ocupando trechos de afloramentos rochoso ocorrendo, geralmente, em altitudes superiores a 900 m, em áreas onde há ventos constantes e variações extremas de temperatura, com dias quentes e noites frias (Sano *et al.* 2008).

Essa fitofisionomia ocorre, geralmente, em Neossolos Litólicos ou nas frestas dos afloramentos com solos ácidos e pobres em nutrientes. Na Chapada Diamantina são originados da decomposição de quartzitos, arenitos ou itacolomitos, que permanecem nas frestas dos afloramentos, ou podem ser carregados para locais mais baixos, ou então formam depósitos de areia quando o relevo permite (Harley 1995).

A composição florística em áreas de campo rupestre pode variar muito em poucos metros de distância, e a densidade das espécies depende da profundidade do solo, fertilidade, disponibilidade de água e posição topográfica do substrato (Sano *et al.* 2008). O elevado número de espécies que ocorrem nesse ecossistema está associado à sua grande diversidade de habitats, conforme características do substrato, incluindo campos arenosos extensos, em terrenos secos ou predominantemente alagados, e áreas de afloramentos rochosos com vegetação típica (Andrade *et al.* 1986; Giulietti *et al.* 1987;1996; 1997; Giulietti & Pirani 1988; Pinto *et al.* 1990; Alves & Kolbek 1993; Pereira 1994; Meguro *et al.* 1994; Pirani *et al.* 1994; Harley 1995; Vitta 1995; Conceição 2000; Conceição & Giulietti 2002; Pirani 2003; Conceição & Pirani 2005; Conceição *et al.* 2007; Kolbek & Alves 2008; Neves & Conceição 2010).

Por serem diferenciados por características de substrato e continuidade da vegetação (Conceição & Pirani 2005) os habitats são afetados pelo fogo de modos distintos: Entremeio (vegetação contínua que permeia as áreas de rocha exposta) é o



mais afetado pelo fogo em oposição ao afloramento rochoso (ilhas de vegetação) que é o menos afetado, sendo o hábitat vala (fendas com paredes rochosas paralelas dominadas por arbustos e árvores) relativamente protegido por ocorrer no meio do afloramento rochoso, mas em geral, em contato com o entremeio nas bordas do afloramento rochoso (Neves & Conceição 2010).

Plantas das famílias Velloziaceae, Cyperaceae, Poaceae, Cactaceae, Orchidaceae, Bromeliaceae, Arecaceae, Amaryllidaceae, Melastomataceae, Clusiaceae, Asclepiadaceae, Mimosaceae, Euphorbiaceae e Asteraceae são abundantes em afloramentos rochosos na região tropical (Hamblen 1964; Pereira 1994; Ibisch *et al.* 1995; Meirelles *et al.* 1999; Conceição & Giulietti 2002; Conceição & Pirani 2005), enquanto que em locais onde o fogo é mais freqüente, a vegetação contínua de entremeio e solo raso é mais fragmentada e a ação dos ventos e enxurradas contribuem para a formação de ilhas de vegetação dominadas por espécies resistentes ao fogo (Neves & Conceição 2010), principalmente das famílias Poaceae e Cyperaceae.

A rapidez da destruição desses ecossistemas na Chapada Diamantina nos últimos anos ocasionou degradação ambiental acentuada em vários locais, demandando necessidade de intervenções humanas para sua restauração. A preservação da biodiversidade que pode ser perdida tem grande valor científico e possibilita o uso da região para fins didáticos, como o treinamento de jovens em diversos tópicos da história natural, servindo também para educar e informar o grande público a respeito do valor do patrimônio natural (Harley 1995). O prejuízo provocado pelas queimadas e o desconhecimento dos processos envolvidos na regeneração dos ecossistemas de campo rupestre na Chapada Diamantina indicam a necessidade de estudos para o reconhecimento dos efeitos do fogo sobre sua vegetação.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alves RJV & Kolbek J. 1993. Penumbra rock communities in campo rupestre sites in Brasil. *Journal of Vegetation Science*. 4: 357-366.
- Andrade PM, Gontijo TA & Grandi TSM. 1986. Composição florística e aspectos estruturais de uma área de “campo rupestre” no Morro do Chapéu, Nova Lima, Minas Gerais. *Revista Brasileira de Botânica* 9: 13-21.
- Bond WJ & van Wilgen BW. 1996. *Fire and Plants*. UK: Chapman and Hall, London. 263 p.
- Canales J, Trevisan MC, Silva JF & Caswell H. 1994. A demographic study of an annual grass (*Andropogon brevifolius* Schwarz) in burnt and unburnt savanna. *Acta Oecologica* 15: 261-273.
- Conceição AA. 2000. Alerta para a conservação da biota na Chapada Diamantina. *Ciência Hoje* 27: 54-56.
- Conceição AA & Giuliatti AM. 2002. Composição florística e aspectos estruturais de campo rupestre em dois platôs do Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Hoehnea* 29: 37-48.
- Conceição AA & Pirani JR. 2005. Delimitação de habitats em campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia: substratos, composição florística e aspectos estruturais. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 23: 85-111.
- Conceição AA, Giuliatti AM, Meirelle ST. 2007. Ilhas de vegetação em afloramento de quartzito- artenito no Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Acta Botânica Brasílica*. 21: 335-347.
- Coutinho LM, 1990. O cerrado e a ecologia do fogo. *Ciência Hoje*, 12:23-30.
- Coutinho LM. 1994. O uso do fogo em pastagens naturais brasileiras *In*: Puignau JP (ed.). *Utilización y manejo de pastizales*. IICA – PROCISUR. Montevideo. 266p.

- Coutinho, L.M.; Miranda, H.S. & Morais, H.C. 2002. O Bioma do Cerrado e o Fogo: I – Caracterização. Revista de Estudos Avançados da USP. Série Ciências Ambientais 20: 1- 48.
- Eiten G. 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. Botanical Review. New York, 38: 201-341.
- Eiten G. 1994. Vegetação do Cerrado *In*: Pinto MN (ed.). Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas. 2 ed. UnB: SEMATEC. Brasília, p. 17-73.
- Engel VL.1993 Silvigênese, dinâmica de fragmentos florestais e a conservação de florestas tropicais. Série Técnica Florestal 1: 1-21.
- França H, Ramos Neto MB & Setzer A. 2007. O fogo no Parque Nacional das Emas. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Série Biodiversidade, v.27. Brasília, 140p.
- Franco AC, Souza MP & Nardoto GB. 1996. Estabelecimento e crescimento de *Dalbergia miscolobium* em área de campo sujo e cerrado no DF. *In*.: Miranda HS, Dias BFS & Saito CH. (orgs.). Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga. ECL/ Universidade de Brasília. Brasília, p. 84-92.
- Frost PGH & Robertson F. 1987. The ecological effects of fire in savannas, *In*.: Walker BH (ed.). Determinantes of Tropical Savannas. IRL Press. Oxford, p. 93-140.
- Gillon D.1983. The fire problem in tropical savannas. *In*: Bourlièr F. (ed.). Ecosystems of the World-Tropical Savannas. Elsevier Scientific Publications. Amsterdam, p.617-641.
- Giulietti AM, Menezes NL, Pirani JR, Meguro M & Wanderley MGL. 1987. Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: caracterização e lista de espécies. Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo 9: 1-151.
- Giulietti AM & Pirani JR. 1988. Patterns of geographic distribution of some plant species from the distribution patterns (Vanzolini PE & Heyer WR, eds.) Academia Brasileira de Ciências. Rio de Janeiro, p.39-69.

Giulietti AM, Queiroz LP & Harley RM. 1996. Vegetação e flora da Chapada Diamantina, Bahia. Anais 4ª reunião especial da SBPC, Feira de Santana, Bahia, p.144-156.

Giulietti AM, Pirani JR & Harley RM. 1997. Espinhaço Range Region, Eastern Brazil. *In*: Davis SD, Heywood VH, Herrera-Macbryde O, Villa-Lobos J & Hamilton Ac (eds.). Centres of plant diversity. A guide and strategy for their conservation.v.3.The Americas. IUCN Publication Unity. Cambridge, p.397- 404.

Gurevitch J, Scheiner SM & Gordon F. 2009. Ecologia vegetal. 2.ed. Artmed. Porto Alegre. 592p.

Lacey CJ, Walker J & Noble IR. 1982. Fire I Australian tropical savannas. *In*: Huntley BJ & Noble IR (eds.). Ecology of tropical savannas. Springer-Verlang, Berlin, Germany, p.246-272.

Hambler DJ. 1964. The vegetation of granitic outcrops in western Nigeria. *Journal of Ecology* 52:573-594.

Harley RM. 1995. Introducion. *In*: Stannar BL (ed.) Flora of the Pico das Almas, Chapada Diamantina, Brazil. Kew: Royal Botanic Gardens, p. 1-42.

Hoffmann WA. 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.

Hoffmann WA & Solbrig OT. 2003. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. *Forest Ecology and Management* 180: 273-286.

Ibisch PL, Rauer G, D & Barthlott W. 1995. Floristic, biogeographical and vegetational aspects of Pre-Cambrian rock outcrops (inselbergs) in eastern Bolivia. *Flora* 190: 299-314.

Killick DJB. 1963. An account of the plant ecology of the Cathedral Peak area of Natal Drakensberg. *Memoirs of the Botanical Society of South Africa*, Pretoria, 34p.

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

Ledru MP. 2002. Late quaternary history and evolution of the Cerrado as revealed by palynological records. *In*: Oliveira PS; Marquis RJ (Ed.). The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna. Columbia University Press. New York, p. 33-50.

Medina E & Huber O. 1994. The role of biodiversity in the functioning of savanna ecosystems. *In*.: Solbrig OT, Emden HM & Oodrt PGWJ (eds.), Biodiversity and Global Change. IUBS. CAB International. Chicago.

Meirelles ST, Pivello VR & Joly CA. 1999. The vegetation of granite rock outcrops in Rio de Janeiro, Brazil, and the need for its protection. *Environmental Conservation* 26: 10-20.

Meguro M, Pirani JR, Giuliatti AM & Mello-Silva R. 1994. Phytophysionomy and composition of the vegetation of Serra do Ambrósio, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 17: 149-166

Miranda IS, Absy ML, Rebêlo GH. 2002. Community structure of Woody plants of Roraima Savannahs, Brazil. *Plant Ecology* 164: 109 – 123.

Moreira AG. 1996. Proteção contra fogo e seu efeito na distribuição e composição de espécies de cinco fisionomias de cerrado. *In*: Miranda HS, Saito CH & Dias BFS (orgs.). Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga. Universidade de Brasília, Brasília, p. 112-121.

Moreira AG. 2000. Effects off ire protection on savanna structure in central Brazil. *Journal of Biogeography* 27: 1021-1029.

Munhoz CBR & Felfili JM. 2005. Fenologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma comunidade de campo sujo na Fazenda Água Limpa no Distrito Federal, Brasil. *Acta botânica Brasílica* 19: 979-988.

Neves SPS & Conceição AA. 2010. Campo rupestre recém-queimado na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: plantas de rebrota e semente, com espécies endêmicas na rocha. *Acta Botânica Brasílica* 24: 697-707.

Pereira AMC. 1994. Estrutura das comunidades vegetais de afloramentos rochosos dos campos rupestres do Parque Nacional da Serra do Cipó, MG. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Phillips JFV. 1968. The influence of fire in Trans-Saharan Africa. *In*: Hedberg, I & Hedberg O (eds.). Conservation of vegetation in Africa south of the Sahara. *Acta phytogeographica suecica* 54: 13-20

Pinto GC, Bautista HP & Lima JC. 1990. A Chapada Diamantina, sua fitofisionomia e peculiaridades florísticas Anais do XXXV Congresso Nacional de Botânica, Manaus, p. 256-295.

Pirani JR, Giulietti AM, Mello-Silva R & Meguro M. 1994. Checklist and patterns of geographic distribution of the vegetation of Serra do Ambrósio, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 17: 133-147.

Pirani JR. 2003. Vegetação campestre da Cadeia do Espinhaço, MG e BA: origem, estrutura e diversidade. *In*. Desafios da botânica no novo milênio: inventário, sistematização e conservação da diversidade vegetal. 54º Congresso Nacional de Botânica Belém, p. 175-177.

Risser PG. 1990. Landscape processes and the vegetation of North American Grassland. *In*: Collins SL & Wallace LL (Ed.). Fire in North American tallgrass prairies. Norman: University of Oklahoma, p. 133-146.

Sarmiento G. 1992. Adaptive strategies of perennial grasses in South American savannas. *Journal of Vegetation Science* 3: 325-336.

Sano SM, Almeida SP de A, Ribeiro JF. 2008. Cerrado: ecologia e flora – v.2. Embrapa Informações Tecnológicas. Brasília. 1 279 p.

Soares JJ, Souza MHA & Lima MIS. 2006. Twenty years of post-fire plant succession in a “ cerrado”, São Carlos. São Paulo: Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66: 587-602.

Stewart OC. 1956. Fire as the first great force employed by man. *In*: Thomas WL (ed.). *Man's Role in Changing the Face of the Earth*. The University of Chicago Press, Chicago, p. 115-133.

Valencia IH & Hernández DL. 2002. Pérdida de nutrientes por La quema de La vegetación em uma sabana de *Trachypogon*. *Revista de Biología Tropical* 50: 1013-1019.

Vitta FA. 1995. Composição florística e ecologia de comunidades campestres na Serra do Cipó, Minas Gerais. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

## **Capítulo 1**

### **REGENERAÇÃO DE CAMPO RUPESTRE SOB PERTURBAÇÃO DO FOGO: VEGETAÇÃO NOS SUBSTRATOS ROCHOSO E ARENOSO**



## **Regeneração de campo rupestre sob perturbação do fogo: vegetação nos substratos rochoso e arenoso**

RESUMO (Regeneração de campo rupestre sob perturbação do fogo: vegetação nos substratos rochoso e arenoso). O fogo é 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. O presente estudo teve por objetivo detectar alterações florísticas e estruturais decorrentes de queimada em comunidade vegetal campestre em substratos rochoso e arenoso. Foi estudada uma área queimada em novembro de 2008 ( $12^{\circ}27'50,9''$  –  $12^{\circ}27'52,5''$ S e  $41^{\circ}25'50,7''$ - $41^{\circ}26'02,6''$ W), localizada na APA Marimbus-Iraquara, e outra área, utilizada como controle, queimada em outubro de 2005 ( $12^{\circ}28'00,5''$  –  $12^{\circ}28'01,4''$  S e  $41^{\circ}26'03,8''$  –  $41^{\circ}26'05,1''$  W), localizada no Parque Nacional da Chapada Diamantina. Foram sorteadas 16 unidades de 10x10 m divididas em subunidades de 2x2 m, a partir das quais foram estimados os percentuais de cobertura e medida a altura máxima das espécies. Foram relacionadas 128 espécies, incluídas em 92 gêneros e 40 famílias, sendo que 45% das famílias foram representadas por apenas uma espécie. Das espécies registradas no levantamento florístico, 83 ocorreram nas áreas queimadas e 56 nas áreas controle. Ocorreram 45 espécies nos dois tipos de substrato, 31 apenas no substrato rochoso e 20 apenas no substrato arenoso. Nos três primeiros meses após o fogo é possível observar um aumento significativo no número de espécies nas áreas queimadas nos dois substratos. As famílias com maior porcentagem de cobertura nas áreas queimadas de substrato rochoso foram Poaceae, Leguminosae e Bromeliaceae, enquanto que nas áreas de substrato arenoso foram Poaceae, Leguminosae e Cyperaceae. A área de cobertura da vegetação aumentou progressivamente desde o evento do fogo, mesmo assim, 18 meses após a perturbação a cobertura ainda não foi totalmente recuperada. Nas áreas de substrato arenoso houve a regeneração de 46% da vegetação em relação ao controle e na área de afloramento rochoso 67%. Tanto no substrato arenoso como no rochoso a altura média da vegetação variou de 16 para 62 centímetros nos 18 meses de estudo. Apesar das alterações constatadas, dezoito meses após a queimada ocorrida em novembro de 2008 à área de campo rupestre apresentou composição de famílias e estrutura semelhantes às da vegetação da área controle. Sendo assim, o fogo é considerado um dos fatores mais importantes da dinâmica dos campos rupestres, principalmente na vegetação campestre mais contínua.

Palavras-Chave: Chapada Diamantina, Cerrado, Dinâmica de vegetação, Habitat

**ABSTRACT:** (Regeneration rocky fields of fire disturbance on vegetation in rocky and sandy substrates). The fire is considered one of the factors determining the structure and composition of grasslands and tropical savannas, wielding great influence in their physiognomy and floristic composition. This study aimed to detect changes resulting from the floristic and structural fire in the plant community in rural rocky and sandy substrates. The study included a burned area in November 2008 (12 ° 27'50, 9 " - 12 ° 27'52, 5" S and 41 ° 25'50, 7 " - 41 ° 26'02, 6" W) located in the EPA Marimbus-Iraq, and other area, used as control, burned in October 2005 (12 ° 28'00, 5 " - 12 ° 28'01, 4" S and 41 ° 26'03, 8 " - 41 ° 26 ' 05.1 "W) located in the Chapada Diamantina National Park. We randomly selected 16 units 10x10 m divided into subunits 2x2 m, from which the percentages of coverage were calculated and measured height of the species. Were related to 128 species in 92 genera and 40 families, with 45% of families were represented by only one species. Of the species recorded in the floristic survey, 83 occurred in the burned areas and 56 control areas. There were 45 species in both types of substrate, only 31 in the substrate and only 20 in the sandy soil. In the first three months after the fire is possible to observe a significant increase in the number of species in areas burned in the two substrates. Families with higher coverage in the burned areas of bedrock were Poaceae, Leguminosae and Bromeliaceae, whereas in areas of sandy substrate were Poaceae, Leguminosae and Cyperaceae. The area of vegetation coverage has increased steadily since the event of fire, yet 18 months after the disturbance coverage has not been fully recovered. In areas of sandy soil was 46% regeneration of vegetation in the control area and 67% rock outcrop. Both in the sandy soil as in the rocky height of vegetation varied from 16 to 62 cm in the 18-month study. Despite the changes observed, eighteen months after the fire occurred in November 2008 to the field area had rock composition and structure of families similar to the area of vegetation control. Thus, fire is considered one of the most important factors in the dynamics of rocky fields, especially in the more continuous grassland.

**Keywords:** Chapada Diamantina, Savannah, Vegetation dynamics, Habitat

## INTRODUÇÃO

O fogo é 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 (Sarmieto 1984; Frost *et al.* 1986; Soares 1990; Sambuichi 1991; Munhoz & Felfili 2006; Gurevich *et al.* 2009; Costa 2010). Mudança na riqueza de espécies após a ocorrência de fogo implica na mudança da composição florística, com o estabelecimento de certas espécies e eliminação de outras sensíveis (Whelan 1995; Moreira 1996; 2000), além de causar modificações na comunidade vegetal por alterar o tempo e a intensidade de floração e frutificação, reprodução sexuada, recrutamento de plântulas e a competição (Hoffmann 1998; Rocha e Silva 1999; Miranda & Sato 2006; Soares *et al.* 2006; Costa 2010).

A Chapada Diamantina é a porção da Cadeia do Espinhaço situada na Bahia e é acometida por grandes incêndios todos os anos (Conceição 2000). A vegetação predominante nessa região é o campo rupestre, que ocupa áreas geralmente acima de 1.000 metros de altitude (Conceição 2003) e está associada ao substrato de quartzito e arenito. Ela é caracterizada principalmente por sua vegetação herbáceo-arbustiva distribuída em mosaico contendo habitats diferenciados, geralmente incluindo comunidades rupícolas e campestres, com alta proporção de espécies endêmicas (Giulietti *et al.* 1987; 1996; 1997; Giulietti & Pirani 1988; Alves & Kolbek 1993; Pereira 1994; Harley 1995; Rizzini 1997; Conceição 2000; Conceição & Giulietti 2002; Conceição *et al.* 2005; Conceição & Pirani 2005; Conceição *et al.* 2007; Kolbek & Alves 2008; Neves & Conceição 2010).

Por serem diferenciados por características de substrato e continuidade da vegetação (Conceição & Pirani 2005), os habitats são afetados pelo fogo de modos distintos. O habitat entremeio possui uma vegetação contínua que permeia as áreas de rocha exposta e por isso é mais afetado pelo fogo que o afloramento rochoso constituído principalmente por ilhas de vegetação. Por sua vez, o habitat vala, caracterizado pela presença de fendas com paredes rochosas paralelas dominadas por arbustos e árvores, é relativamente protegido por ocorrer no meio do afloramento rochoso, mas em geral, em contato com o entremeio nas bordas do afloramento rochoso (Neves & Conceição 2010).

Nossa hipótese é que devido à distribuição em mosaico de solos arenosos e rochosos no campo rupestre, a vegetação campestre relacionada aos solos arenosos mais contínuos, tenha regeneração mais rápida da estrutura que a vegetação herbáceo-arbustiva mais isolada no substrato rochoso.

O presente estudo foi desenvolvido com base em algumas questões: Quais são as alterações na composição florística e estrutura da vegetação em uma área de campo rupestre queimada? Os efeitos do fogo sobre a vegetação variam conforme o predomínio de substrato rochoso ou arenoso? Dezoito meses são suficientes para restabelecimento da vegetação nesses dois tipos de substratos?

## MATERIAIS E MÉTODOS

### ÁREA DE ESTUDO

O estudo de campo foi realizado entre dezembro de 2008 e maio de 2010 na Chapada Diamantina, região central do Estado da Bahia, Brasil, no município de Lençóis, em vegetação de campo rupestre próxima à BR 242. A Chapada Diamantina corresponde à porção da Cadeia do Espinhaço situada na Bahia, sob clima do tipo Tropical do Brasil Central, subquente, com verão úmido e quatro a cinco meses secos concentrados na primavera (Fig.1). As temperaturas médias (Fig.2) são inferiores a 18°C durante a estação seca e no período de inverno não ultrapassam 22°C no mês mais quente (Nimer 1989; Harley 1995).

Foi estudada uma área atingida por incêndio ocorrido na primeira semana de novembro de 2008 (12°27'50,9" – 12°27'52,5"S e 41°25'50,7"- 41°26'02,6"W), localizada na APA Marimbus-Iraquara (denominada de queimada), e outra área não acometida por incêndios desde de outubro 2005 (12°28'00,5" – 12°28'01,4" S e 41°26'03,8" – 41°26'05,1" W), localizada no Parque Nacional da Chapada Diamantina.

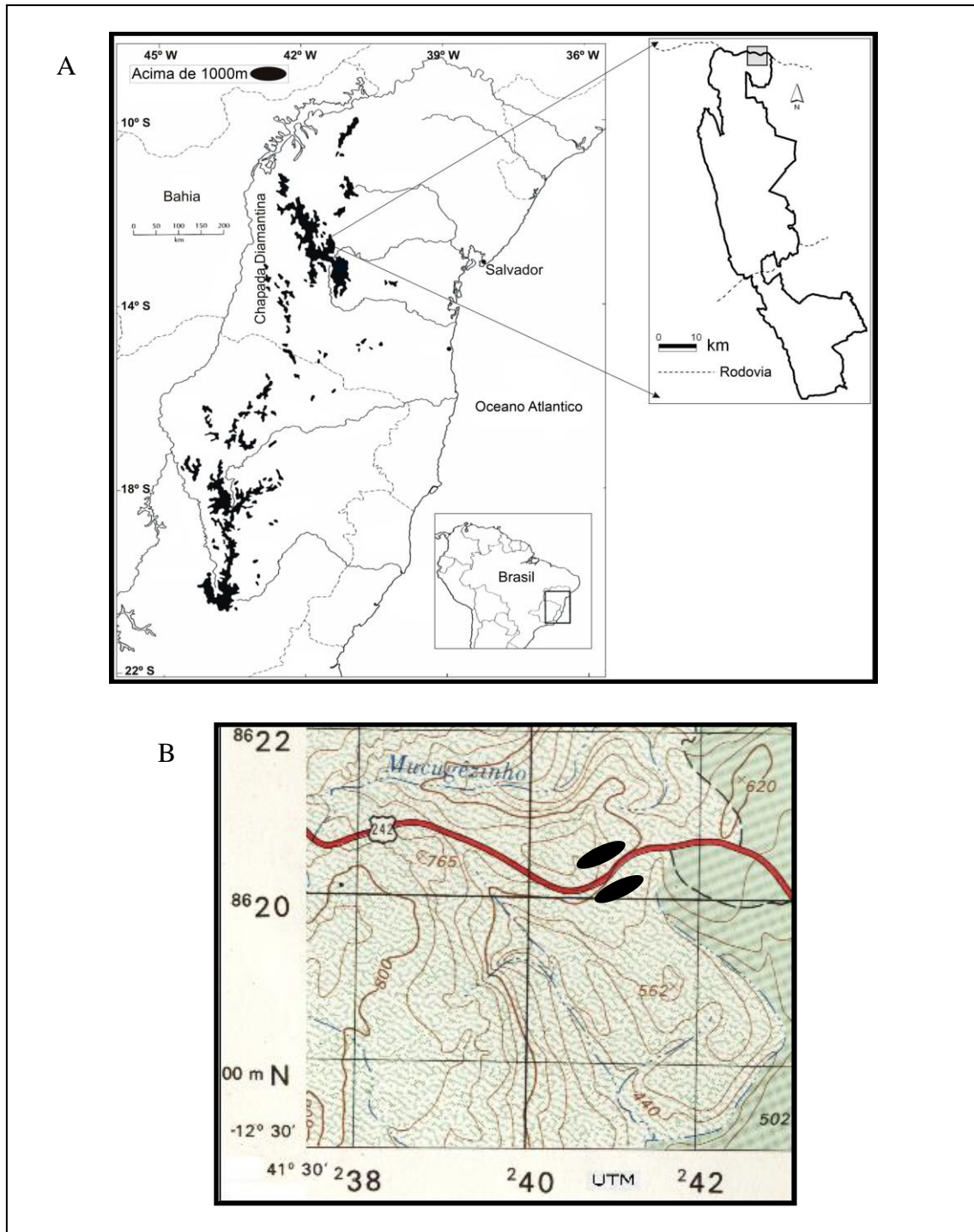


Figura 1. Mapa da área de estudo com vegetação de campo rupestre queimada em novembro de 2008, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Adaptado de Giulietti *et al.* 1997, Funch *et al.* 2008 e Carta de Utinga da SUDENE – 1: 100.000; acima à direita, recorte do Parque Nacional da Chapada Diamantina.

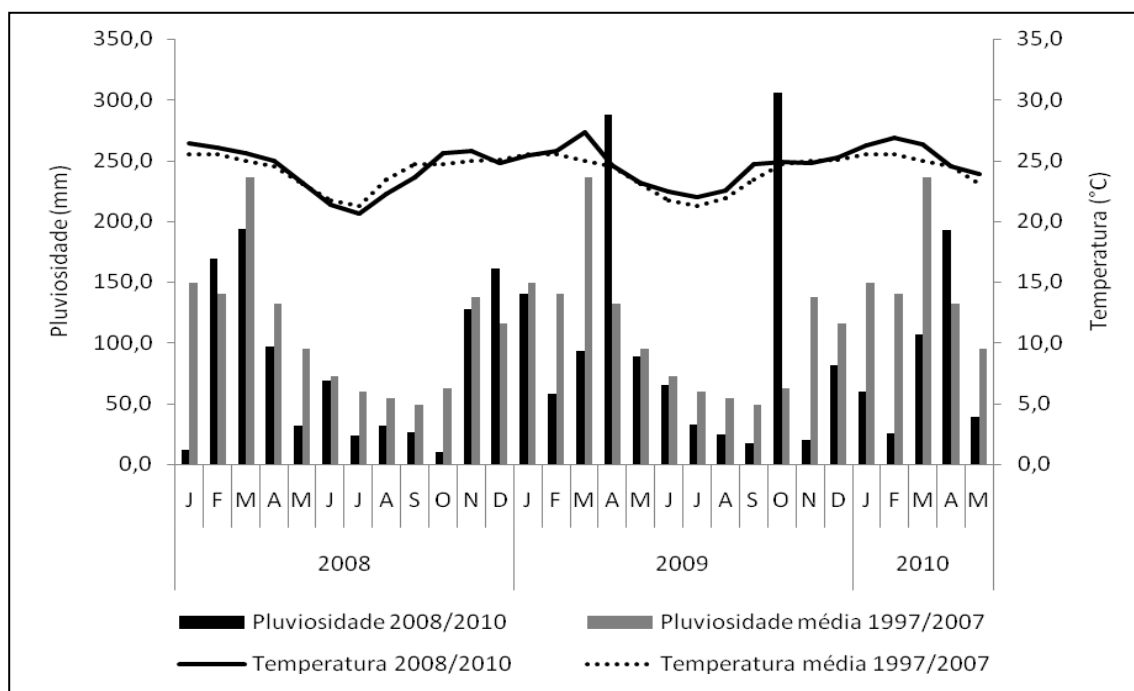


Figura 2. Caracterização dos regimes climáticos da cidade de Lençóis baseados nos registros históricos do de janeiro de 1997 a maio de 2010. Dados climáticos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Estação Meteorológica de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil.

## DESENHO EXPERIMENTAL

Foram selecionadas duas áreas sob condições macroclimáticas similares, uma queimada em novembro de 2008 e outra sem ocorrência de fogo desde outubro de 2005. Tais áreas incluíam vegetação de campo rupestre com trechos em mosaico de substratos rochoso e arenoso. As quinas dessas áreas foram georreferenciadas com a utilização de GPS Garmin eTrex summit.

Cada área foi mapeada de acordo com o predomínio de substrato rochoso ou arenoso e dividida em parcelas de 10x10 m. Foram sorteadas quatro parcelas em substrato arenoso e quatro em substrato rochoso totalizando oito parcelas de 10x10 m que constituíram as unidades amostrais. Cada unidade amostral foi subdividida em 25 subparcelas de 2x2 m, das quais foram sorteadas cinco (20%) para medida dos dados quantitativos (Conceição & Pirani 2005).

O mesmo procedimento de sorteio e demarcação das unidades amostrais na área queimada foi repetido na área controle. Assim, a vegetação foi amostrada por 16 parcelas de 10x10 m e 80 subparcelas de 2x2 m (Fig.3).

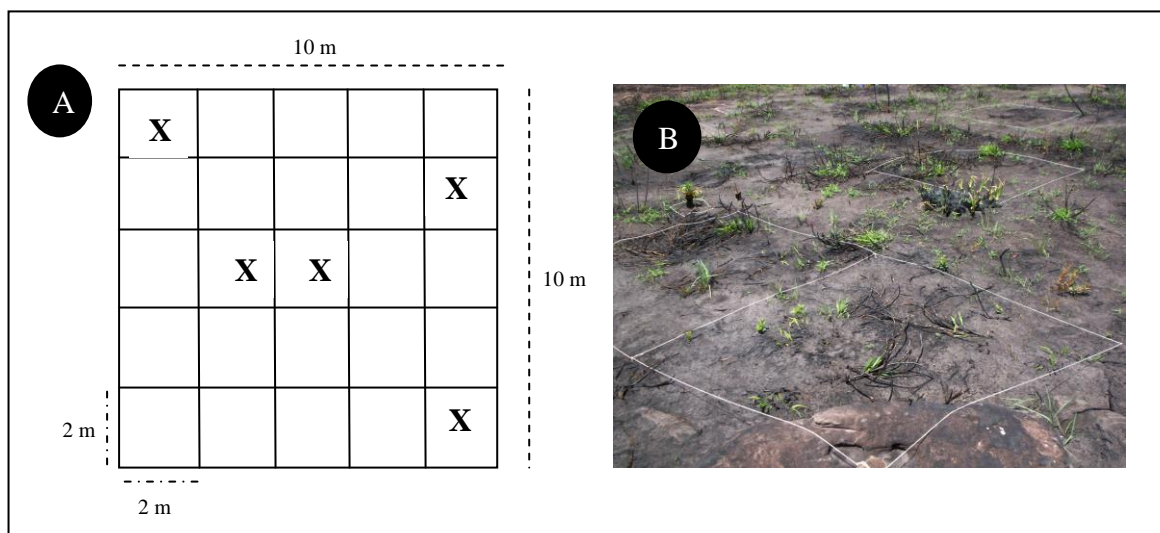


Figura 3. A. Figura esquemática de parcela de 10x10 m e subparcelas de 2x2 m sorteadas, assinaladas com X, utilizadas para amostragem da vegetação nas áreas de campo rupestre queimada (incêndio de novembro de 2008 – APA de Marimbus - Iraquara) e controle (incêndio de outubro de 2005 - Parque Nacional da Chapada Diamantina). Município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. B. Fotografia de uma das parcelas de 10x10 m queimada e subparcelas de 2x2 m marcadas com barbante.

## AMOSTRAGEM DA VEGETAÇÃO

A composição florística de plantas vasculares das áreas estudadas foi determinada identificando-se todas as espécies ocorrentes nas 16 parcelas de 10x10 m. Dentro das subparcelas de 2x2 m foi medida a altura máxima de cada espécie presente e estimada sua área de cobertura através da projeção vertical de todas as partes aéreas, sendo dada pela porcentagem no total da subparcela.

Foram realizadas sete observações entre dezembro de 2008 e maio de 2010 correspondendo a um, três, quatro, seis, oito, 12 e 18 meses após o incêndio ocorrido em novembro de 2008 (área queimada) e 38, 40, 41, 43, 45, 49 e 54 meses após o incêndio ocorrido em outubro de 2005 (área controle) (Fig.4). As mudanças temporais na composição florística e estrutura da vegetação foram avaliadas a partir da altura máxima, área de cobertura e número de espécies amostradas nas subparcelas de 2x2 m em cada período de observação após a passagem do fogo.

O material botânico coletado foi herborizado e seco em estufa para inclusão no Herbário da Universidade Estadual de Feira de Santana (HUEFS). A identificação foi

realizada por especialistas e por comparação com material do HUEFS, sendo adotado o sistema de classificação APG III (2009).

## ANÁLISES DOS DADOS

A diversidade foi mensurada pelos parâmetros número de espécies (riqueza), frequência absoluta e relativa, dominância absoluta e relativa calculadas a partir da área de cobertura e índice de Shannon ( $H'$ ), calculado pela área de cobertura e logaritmo na base natural (Krebs 1989). Para comparar a similaridade florística entre as áreas queimadas com as áreas controle e de substrato arenoso e rochoso utilizou-se o coeficiente de Jaccard. Para isso foram construídas matrizes de presença e ausência das espécies registradas nos meses de dezembro de 2008, novembro de 2009 e maio de 2010, retirando-se as espécies ocorrentes em apenas uma área (McCune & Grace 2002) com base na distância euclidiana, que foram submetidas a uma análise de agrupamento (Cluster Analysis) utilizando o algoritmo UPGMA (Sneath & Sokal 1973). O software utilizado foi o PAST 8.9 (Hammer *et al.* 2001).

Visando avaliar se há agrupamento entre os locais de acordo com os tipos de substrato, os dados foram transformados (logaritmo de  $x+1$ ) e submetidos a uma Análise de Componentes Principais (PCA), usando saída gráfica do tipo biplot com dados normalizados centralizados. A análise PCA foi processada no programa PAST (Hammer *et al.* 2001) a partir da matriz dos dados coletados nos sete períodos de observação nas áreas queimada e sem fogo recente. Cada matriz continha a média do  $H'$ , área de cobertura, altura e riqueza de espécies registradas em cada parcela de 10x10 m nos sete períodos de observação realizados nas áreas queimada e controle, gerando gráficos que evidenciam a estrutura da vegetação nos períodos estudados (Ter Braak 1997).

Os dados referentes à altura, área de cobertura, riqueza de espécies e índice de diversidade de Shannon coletados nas subparcelas de 2x2 m durante as observações foram comparados da seguinte maneira: substrato arenoso queimado (AQ) x substrato arenoso controle (AC); substrato rochoso queimado (RQ) x substrato rochoso controle (RC); Substrato arenoso queimado (AQ) x substrato rochoso queimado (RQ) e substrato arenoso controle (AC) x substrato rochoso controle (RC).



Como os resultados não apresentaram distribuição normal (Teste de Shapiro-Wilk), foram aplicados testes de distribuição livre ou não paramétricos. Para isso, optou-se pelo teste de Mann-Whitney-Wilcoxon (Callegari-Jacques 2003) utilizando-se o programa PAST (Hammer *et al.* 2001).

O teste de Mann-Whitney-Wilcoxon (ou teste M-W-W) é um teste não paramétrico alternativo ao teste t-Student para comparar as médias de duas amostras independentes. O único pressuposto exigido para sua aplicação é que as duas amostras sejam independentes e aleatórias, e que as variáveis em análise sejam numéricas ou ordinais. O teste de hipótese subjacente é: Hipótese nula ( $H_0$ ) - não há diferença significativa entre as médias das duas amostras e hipótese alternativa ( $H_1$ ) - há diferença significativa entre valores médios das duas amostras. Portanto, valores grandes da estatística ( $P > 0,05$ ) são favoráveis a aceitação da hipótese nula ( $H_0$ ), e valores pequenos ( $P < 0,05$ ) são favoráveis a não aceitação da hipótese nula (Callegari-Jacques 2003).

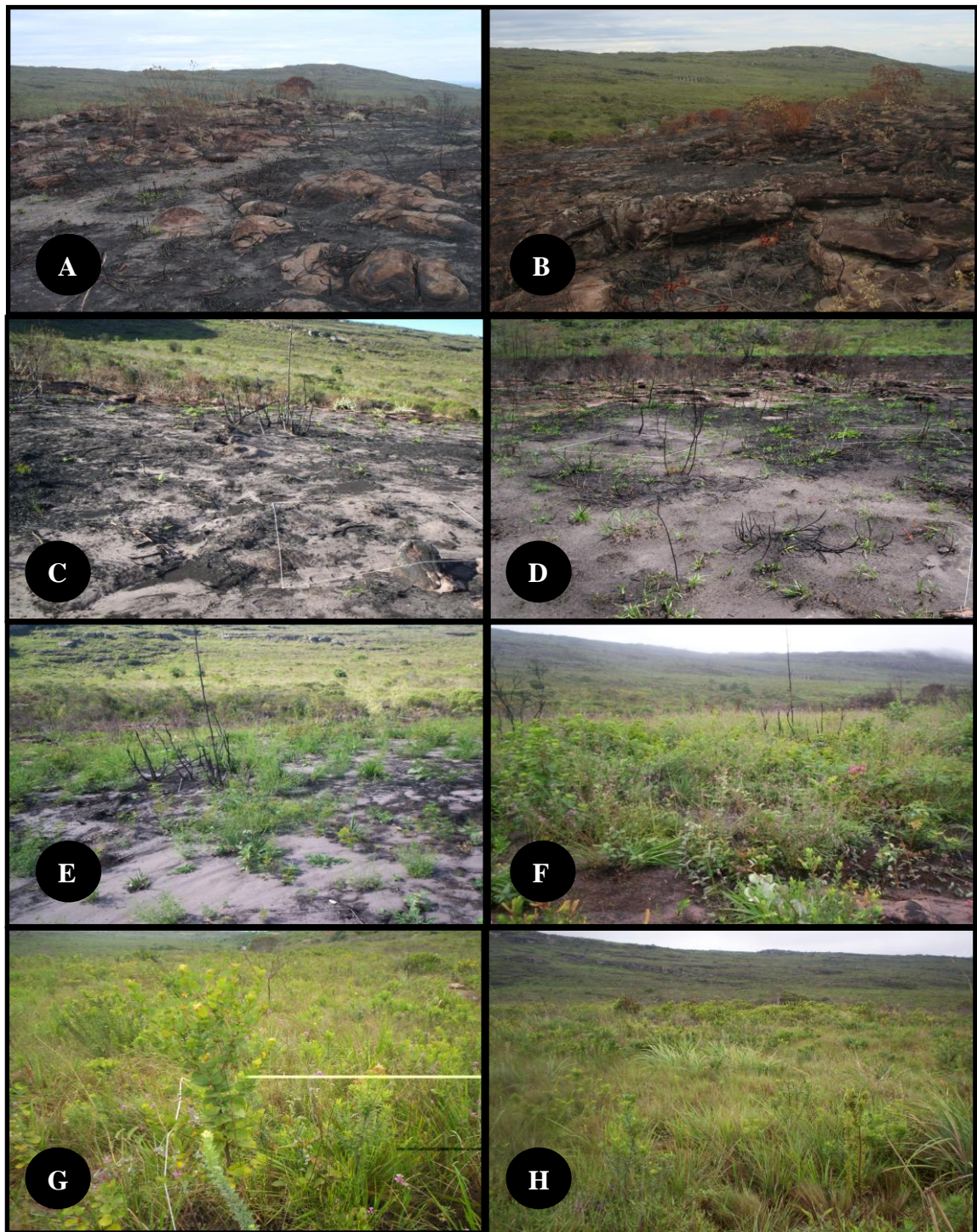


Figura 4. Vegetação de campo rupestre atingida pelo fogo em novembro de 2008 no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. A e B. área com predomínio de substrato rochoso uma semana depois do incêndio (novembro 2008). C. área com predomínio de substrato arenoso uma semana depois do incêndio (novembro 2008). D. vegetação queimada um mês após a passagem do fogo (dezembro 2008). E. três meses após o fogo (fevereiro 2009). F. seis meses após o fogo (maio 2009). G. doze meses após o fogo (novembro 2009). H. dezoito meses após o fogo (maio 2010).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram relacionadas 128 espécies, incluídas em 92 gêneros e 40 famílias, sendo que 45% das famílias foram representadas por apenas uma espécie (Tab. 1). As famílias com maior número de espécies foram Poaceae (24), Cyperaceae (11), Fabaceae (Leguminosae) (10), Euphorbiaceae (oito), Orchidaceae (sete), Asteraceae (seis) e Malpighiaceae (seis) somando 56,25% das espécies amostradas. De modo geral, estas famílias são amplamente registradas em trabalhos fitossociológicos em áreas com vegetação herbácea-arbustiva como cerrado, campo limpo, campo úmido e campo rupestre (Conceição & Giulletti 2002; Conceição & Pirani 2005; Conceição *et al.* 2005; Munhoz & Felfili 2006; 2008; Costa 2010).

Das espécies registradas no levantamento florístico, 83 ocorreram nas áreas queimadas e 56 nas áreas controle. Quarenta e cinco espécies ocorreram nos dois tipos de substrato, 31 apenas no substrato rochoso e 20 apenas no substrato arenoso (Tab.1). A vegetação de campo rupestre estudada apresentou riqueza florística semelhante à encontrada em outros estudos na região da Chapada Diamantina com este mesmo tipo de vegetação utilizando também 16 parcelas de 10x10m (Conceição *et al.* 2005; Costa 2010; Brito *et al.* 2009; Neves & Conceição 2007; 2010).

Nas áreas controle houve pouca variação da diversidade de espécies nos dois substratos. As parcelas de substrato arenoso (AC) apresentaram média de  $H'$  de 1,53 nats cobertura<sup>-1</sup> no primeiro mês de observação e 1,63 nats cobertura<sup>-1</sup> 18 meses depois. No substrato rochoso (RC) essa variação foi ainda menor, indo de 1,69 nats cobertura<sup>-1</sup> na primeira observação para 1,7 nats cobertura<sup>-1</sup> no último mês de estudo (Fig.5). Os valores encontrados não foram significativamente diferentes entre os dois tipos de substratos nas parcelas controle. Provavelmente a pouca variação da diversidade de espécies nas áreas controle de substrato rochoso e arenoso pode ser resultado da predominância de espécies das famílias Poaceae e Cyperaceae que, em geral, apresentam espécies com cobertura bastante densa criando condições que dificultam a chegada e sobrevivência de espécies novas.

Já nas áreas queimadas a média do índice de diversidade de Shannon encontrada nas parcelas de substrato arenoso (AQ) variou de 0,99 nats cobertura<sup>-1</sup> no primeiro mês para 2,15 nats cobertura<sup>-1</sup> um ano e meio após o incêndio, e nas parcelas de substrato

rochoso (RQ) o  $H'$  foi de 1,25 para 1,87 nats cobertura<sup>-1</sup> nesse mesmo intervalo de tempo (Fig.5). Não houve diferença significativa entre os dois substratos.

Dezoito meses após o incêndio, o  $H'$  (2,15 nats) das parcelas queimadas já está bastante próximo dos valores encontrados em outros levantamentos feitos em vegetação de campo rupestre na Chapada Diamantina (2,48 e 3,52 nats) (Conceição & Giuliatti 2002; Conceição *et al.* 2005; Conceição & Pirani 2005; Neves & Conceição 2007; Costa 2010), indicando que a passagem do fogo é um fator importante para diversidade de espécies. Provavelmente, a grande quantidade de nutrientes no solo fornecidos pelas cinzas e a maior disponibilidade de luz na área são fatores que fornecem melhores condições ambientais para a chegada e sobrevivência de novas espécies (Coutinho 1977; 1994; Coutinho *et al.* 2002). Outro fator que pode aumentar a diversidade é a competição menos intensa no início da sucessão depois do incêndio (Knox & Clarke 2006).

A variação do  $H'$  foi considerada significativa quando comparados os valores registrados nas áreas de substrato arenoso queimadas (AQ) e controle (AC) 3, 4, 6, 8 e 12 meses após o fogo ocorrido em novembro de 2008 (Fig. 5). Nas demais comparações (RQ x RC; AQ x RQ e AC x RC) as variações não foram consideradas significativas.

Nos três primeiros meses após o fogo é possível observar um aumento significativo no número de espécies nas áreas queimadas nos dois substratos (Fig.6). Segundo Neves & Conceição (2010) a parte aérea de muitos indivíduos é destruída pelo fogo, mas devido ao predomínio de ervas e arbustos com tecidos meristemáticos nos órgãos perenes, a regeneração da cobertura é relativamente rápida após distúrbio por fogo. Além disso, outras espécies crescem via semente e a partir de banco de gemas nos espaços abertos pela queimada incrementando a riqueza da área (Le Maitre & Midgley 1992; Whelan 1995; Safford 2001; Kolbek & Alves 2008; Horn & Kappelle 2009; Miranda *et al.* 2009; Neves & Conceição 2010).

Entre o quarto e o décimo segundo mês após o fogo observa-se pequena variação no número de espécies encontrado nas parcelas queimadas (Fig.6). Porém, nos últimos seis meses de estudo foi possível verificar uma tendência à redução desse número nas parcelas de substrato rochoso, que pode ser resultado da competição entre espécies mais bem adaptadas e espécies sensíveis às condições encontradas no ambiente. Nesse tipo de substrato foi registrado maior número de espécies capazes de rebrotar e de espécies que usam as sementes e a rebrota como mecanismos de

reocupação na área queimada (ver Capítulo 2). Provavelmente, esta redução na riqueza levará a um número de espécies equivalente ao registrado neste tipo de substrato na área controle.

Quando se compara o número de espécies registrado nas áreas queimadas com o das áreas controle, a diferença entre elas é significativa. Entretanto, quando se compara os dois tipos de substratos, rochoso e arenoso, o número de espécies não apresenta diferença significativa ao longo do estudo. Isso mostra que, inicialmente, o fogo pode ser mais importante que o tipo de substrato na determinação da diversidade da vegetação e fisionomia de ambientes savânicos como o campo rupestre e o cerrado.

As famílias com maior porcentagem de cobertura nas áreas queimadas de substrato rochoso (RQ) foram Poaceae, Fabaceae (Leguminosae) e Bromeliaceae (Fig.7), enquanto que nas áreas de substrato arenoso (AQ) foram Poaceae, Fabaceae (Leguminosae) e Cyperaceae (Fig.8). *Panicum trinii* e *Calliandra brevipes* foram às espécies com maior área de cobertura, tanto no substrato arenoso como no rochoso.

Na figura 7 nota-se uma redução na cobertura da família Bromeliaceae nas áreas de afloramento rochoso. As espécies de Bromeliaceae registradas neste estudo foram classificadas como hemicriptófitas e segundo Caiafa & Silva (2005) essa forma de vida parece ser apropriada para ambientes em áreas de alta variação térmica entre dia e noite e/ou com sazonalidade bem marcada, como nos campo de altitude e campos rupestres, pois na época de condições desfavoráveis (inverno, estação seca, passagem de fogo) suas gemas encontram-se protegidas ao nível do solo e/ou pelas escamas, folhas ou bainha das folhas já secas. É possível que na primeira observação desse estudo, as folhas que protegem a gema ainda estivessem presentes nos indivíduos queimados, porém, à medida que o tempo passou a queda das folhas secas representou a redução na cobertura das espécies dessa família.

As espécies das famílias Poaceae e Cyperaceae geralmente apresentam cobertura relativa maior do que frequência relativa. Isso ocorre porque as espécies dessas famílias, em geral, crescem em touceira densas ou indivíduos rizomatosos ou estoloníferos amplamente espalhados na vegetação. Por sua vez, espécies pertencentes a outras famílias, também importantes, apresentam-se como ervas ou subarbustos pequenos e delgados distribuídos por toda a área, apresentando, em geral, maior frequência relativa do que cobertura relativa (Munhoz & Felfili 2006).

Além disso, Poaceae, família muito abundante em campos rupestres, é bem adaptada à queima, em função de sua rápida regeneração após esse distúrbio, que ocorre devido ao contínuo crescimento foliar do meristema intercalar e novas folhas oriundas de meristemas protegidos abaixo do solo ou na base das bainhas persistentes (Coutinho 1990; 1994; Bond & van Wilgen 1996; Boldo *et al.* 2007; Neves & Conceição 2010).

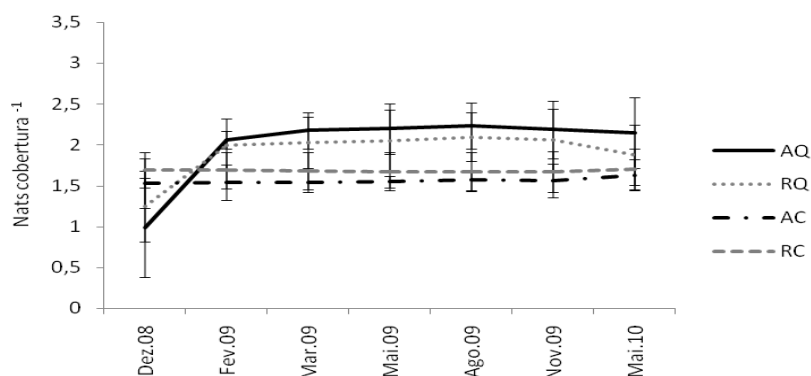


Figura 5. Média dos índices de diversidade de Shannon ( $H'$ ) registrados nas 16 parcelas de 10x10 m estudadas durante 18 meses em área de campo rupestre queimada e controle no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Substrato arenoso queimado (AQ), substrato arenoso controle (AC), substrato rochoso queimado (RQ), substrato rochoso controle (RC).

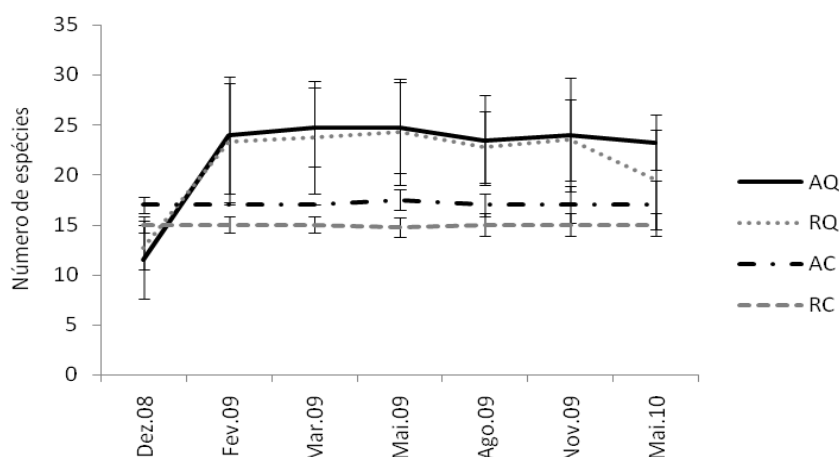


Figura 6. Número de espécies registrado nas 16 parcelas estudadas durante 18 meses em área de campo rupestre queimada e controle no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Substrato arenoso queimado (AQ), substrato arenoso controle (AC), substrato rochoso queimado (RQ), substrato rochoso controle (RC).

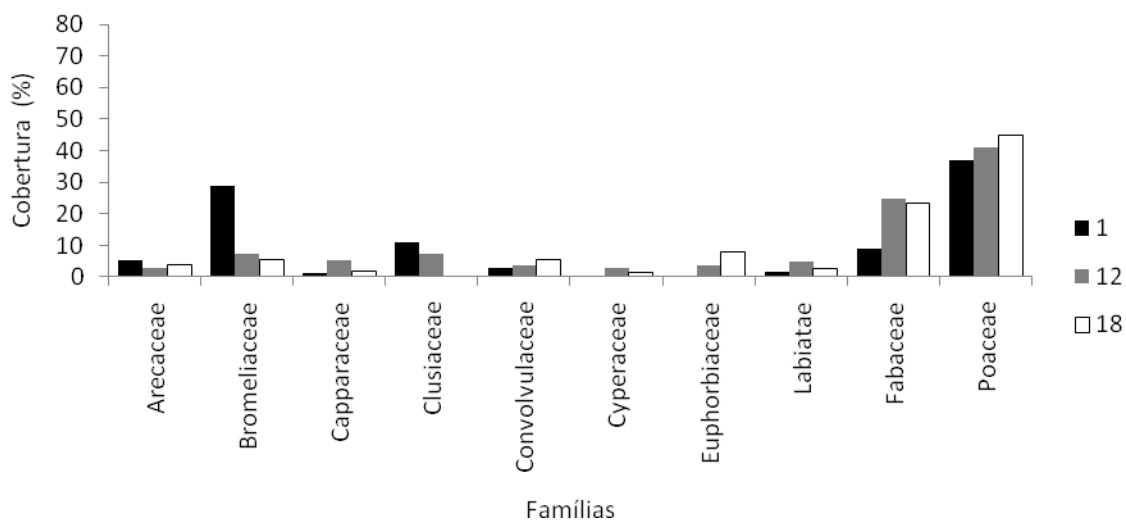


Figura 7. Distribuição da cobertura relativa das famílias registradas nas áreas queimadas com predomínio de substrato rochoso nos meses de dezembro 2008 (um mês após o fogo), novembro 2009 (12 meses após o fogo) e maio 2010 (18 meses após o fogo) em duas áreas de campo rupestre no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil.

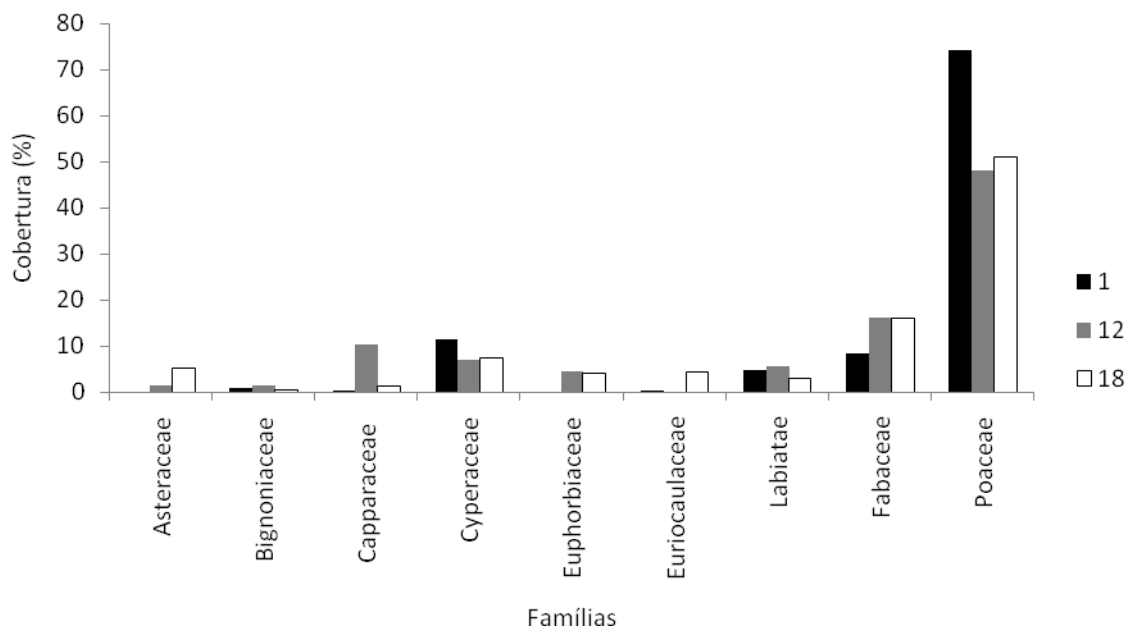


Figura 8. Distribuição da cobertura relativa das famílias registradas nas áreas queimadas com predomínio de substrato arenoso nos meses de dezembro 2008 (um mês após o fogo), novembro 2009 (12 meses após o fogo) e maio 2010 (18 meses após o fogo) de duas áreas de campo rupestre no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil.

Tabela 1 – Lista de espécies ou morfoespécies amostradas nas parcelas de 10x10 m em duas áreas de campo rupestre no município de Lençóis. Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Parcelas: substrato arenoso (SA), substrato rochoso (SR).

<b>Família/Espécie</b>	<b>SA</b>	<b>SR</b>	<b>Nome e nº do coletor</b>
<b>AMARANTHACEAE</b>			
<i>Gomphrena mollis</i> Mart.	X		Brito, JC 95
<i>Xerosiphon aphyllus</i> (Pohl.ex.Moq.) Pedersen		X	Brito, JC 42
<b>AMARYLLIDACEAE</b>			
<i>Hyppeastrum aulicum</i> (Ker-Gawler) Herb.		X	Souza, JM 09
<b>APOCYNACEAE</b>			
<i>Mandevilla tenuifolia</i> ( J.C.Mikan ) Woodson	X	X	Brito, JC 94
<i>Metastelma myrtifolium</i> Decne.		X	Brito, JC 40
<b>ARACEAE</b>			
<i>Anthurium</i> sp.		X	Brito, JC 164
<b>ARECACEAE</b>			
<i>Syagrus harleyi</i> S. F. Glassman	X	X	Souza, JM 138
<b>ASTERACEAE</b>			
<i>Asteraceae</i> sp.1	X		Brito, JC 139
<i>Asteraceae</i> sp.2	X	X	Brito, JC 142
<i>Lasiolaena morii</i> R. M. King & H. Rob.	X		Brito, JC 155
<i>Lepidaploa cotoneaster</i> (Willd. ex Spreng.) H.Rob.		X	Brito, JC 101
<i>Paralychnophora bicolor</i> (DC.) McLeish			
<i>Richterego discoidea</i> (Less.) Kuntze	X	X	Brito, JC 64
<b>BEGONIACEAE</b>			
<i>Begonia grisea</i> A.DC.		X	Souza, JM 19
<b>BIGNONIACEAE</b>			
<i>Jacaranda irwinii</i> A. Gentry	X	X	Brito, JC 41
<b>BRASSICACEAE</b>			
<i>Brassicaceae</i> sp.	X	X	Brito, JC 106
<b>BROMELIACEAE</b>			
<i>Cottendofia florida</i> Scult.f.		X	
<i>Dyckia dissitiflora</i> Schult. & Schult.f.		X	Souza, JM 139
<i>Orthophytum burle-marxii</i> L.B.Smich & Read		X	Souza, JM 136
<i>Vriesea</i> sp.		X	Souza, JM 137
<b>CACTACEAE</b>			
<i>Stephanocereus luetzelburgii</i> (Vaupel) N.P.Taylor & Eggli		X	Souza, JM 17
<i>Portulaca werdermannii</i> Poelln.		X	Brito, JC 109



**CAPPARACEAE**

<i>Dactylaena microphylla</i> Eichler.	X	X	Brito, JC 45
<i>Polygala</i> sp.	X		Brito, JC 27

**CELASTRACEAE**

<i>Maytenus opaca</i> Reiss		X	Brito, JC 98
<i>Maytenus</i> sp.			Brito, JC 161

**CLUSIACEAE**

<i>Clusia obdeltifolia</i> Bittrich		X	Brito, JC 173
-------------------------------------	--	---	---------------

**CONVOLVULACEAE**

<i>Evolvulus jacobinus</i> Moric.	X	X	Brito, JC 81
<i>Jacquemontia montana</i> (Moric.) Meisn.	X	X	Brito, JC 116

**CYPERACEAE**

<i>Abildgardia scirpoides</i> Nees	X	X	Brito, JC 73
<i>Bulbostylis junciformis</i> (Kunth) C.B.			Brito, JC 38
<i>Cyperus</i> sp.			Brito, JC 138
<i>Cyperus subcastaneus</i> D.A.Simeson			Brito, JC 110
<i>Eleocharis filiculmis</i> Kunth.	X		Brito, JC 58
<i>Eleocharis</i> sp.	X	X	Brito, JC 39
<i>Hypolytrum pulchrum</i> (Rudge)			Brito, JC 171
<i>Lagenocarpus rigidus</i> Nees	X	X	Souza, JM 08
<i>Rhynchosphora</i> sp.			Brito, JC 54
<i>Rhynchosphora ridley</i> C.B.Claude	X	X	Brito, JC 72
<i>Scleria scabra</i> Willd.			Brito, JC 172

**EUPHORBIACEAE**

<i>Astraea lobata</i> (L.) Klotzsch		X	Brito, JC 96
<i>Croton betulaster</i> Müll.Arg.	X	X	Brito, JC 32
<i>Croton campestris</i> A. St.-Hil.			Souza, JM 23
<i>Croton timandroides</i> (Didr.) Müll.Arg.	X	X	Brito, JC 163
<i>Croton velutinus</i> Baill	X	X	Brito, JC 162
<i>Manihot jacobinensis</i> Müll. Arg.	X	X	Brito, JC 121
<i>Microstachys cf.heterodoxa</i> (Müll.Arg.) Esser	X	X	Brito, JC 67
<i>Microstachys corniculata</i> (Vahl) Griseb.	X		Brito, JC 137

**ERIOCAULACEAE**

<i>Actinocephalus ramosus</i> (Wikstr.) Sano	X	X	Souza, JM 32
<i>Leiothrix schlehtendalii</i> (Korn.)Ruland			Brito, JC 79
<i>Paepalanthus pulvinatus</i> RBr	X		Brito, JC 128
<i>Syngonanthos gracilis</i> (Bang) Ruhlanot	X	X	Brito, JC 57

**FABACEAE (LEGUMINOSAE)**

<i>Aeschynomene brevipes</i> Benth.			Brito, JC 146
<i>Aeschynomene vogelii</i> Rudd	X	X	Brito, JC 156
<i>Calliandra brevipes</i> Benth.	X	X	Brito, JC 74
<i>Centrosema coriaceum</i> Benth.		X	Brito, JC 141

<i>Chamaecrista mucronata</i> (Spreng.) H.S. Irwin & Barneby	X	X	Brito, JC 157
<i>Chamaecrista repens</i> var. <i>multijuga</i> (Benth.)H.S.Irwin & Barneby	X		Brito, JC 84
<i>Peariandra mediterranea</i> (Vell.) Taub.		X	Brito, JC 97
<i>Senna cana</i> (Nees & C. Mart.) H.S. Irwin & Barneby	X	X	Brito, JC 158
<i>Stylosanthes scabra</i> J. Vogel			Brito, JC 108
<i>Zornia flemmingioides</i> Moric.	X	X	Brito, JC 150
<b>GENTIANACEAE</b>			
<i>Curtia verticillaris</i> (Spreng.) Knobl.	X	X	
<b>IRIDACEAE</b>			
<i>Neumarica</i> sp.			Brito,JC 29
<i>Trimezia juncifolia</i> (Klatt.) Benth & Hook			Brito, JC 28
<b>LABIATAE</b>			
<i>Eriope confusa</i> R.Harley		X	Brito, JC 119
<i>Eriope sincorana</i> R. Harley	X	X	Brito, JC 118
<b>LENTIBULARIACEAE</b>			
<i>Utricularia</i> sp.	X		Brito,JC 132
<b>LOGANIACEAE</b>			
<i>Spigelia pulchella</i> Mart.	X		Brito, JC 76
<b>LORANTHACEAE</b>			
<i>Strutanthus</i> sp.		X	Brito, JC 174
<b>MALPIGHIACEAE</b>			
<i>Byrsonima correifolia</i> A. Juss.	X		Brito, JC 70
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Rich		X	Brito, JC 120
<i>Byrsonima</i> sp.		X	Brito, JC 165
<i>Byrsonima triopterifolia</i> A. Juss.		X	Brito, JC 71
<i>Stiprophila pardio</i> A. Juss	X		
<i>Verruculosa glaucophylla</i> A. Juss			Brito, JC 112
<b>MALVACEAE</b>			
<i>Waltheria cinerescens</i> A.St.-Hil.			Brito, JC 117
<b>MELASTOMATACEAE</b>			
<i>Marcetia taxifolia</i> (A.St.-Hil.) DC	X	X	Brito, JC 56
<i>Marcetia velutina</i> Markgr.			Brito, JC 154
<i>Tibouchina pereirae</i> Brade & Markgr.		X	Brito, JC 82
<b>MYRTACEAE</b>			
<i>Myrcia rostrata</i> DC.			Brito, JC 170
<i>Myrtaceae</i> sp.			Brito, JC 160
<b>ORCHIDACEAE</b>			
<i>Acianthera ochreate</i> (Lindl.) Pridgeon & M.W. Chase		X	Brito, JC 99
<i>Cattleya elongata</i> Barb.Rodr.		X	Brito, JC 107

<i>Cyrtopodium sp.</i>		X	
<i>Encyclia alboxanthina</i> Fowlie	X	X	Brito, JC 111
<i>Epidendrum orchidiflorum</i> Salzm. ex Lindl.		X	Brito, JC 104
<i>Pelexia sp.</i>			Brito, JC 50
<i>Sobralia liliastrum</i> Lindl.	X	X	Souza, JM 16

#### PASSIFLORACEAE

<i>Periqueta sp.1</i>		X	Brito, JC 148
<i>Periqueta sp.2</i>			Brito, JC 93
<i>Turnera sp.</i>	X	X	Brito, JC 75

#### PHYLLANTHACEAE

<i>Phyllanthus choretroides</i> Müll. Arg.	X		Brito, JC 159
--	---	--	---------------

#### POACEAE

<i>Andropogon selloanus</i> Hack.	X		Brito, JC 85
<i>Andropogon sp.1</i>		X	Brito, JC 183
<i>Andropogon sp.2</i>			Brito, JC 89
<i>Andropogon sp.3</i>			Brito, JC 143
<i>Anthenantia sp.</i>	X		Brito, JC 48
<i>Aristida cf. torta</i> (Nees) Kunth			Brito, JC 179
<i>Axonopus aureus</i> P. Beauv.	X	X	Brito, JC 51
<i>Axonopus brasiliensis</i> (Spreng.) Kuhlman			Brito, JC 177
<i>Axonopus cf. niceus</i>	X	X	Brito, JC 178
<i>Axonopus cf. compressus</i> (Sw.) Beauv.	X	X	Brito, JC 46
<i>Axonopus sp.1</i>	X	X	Brito, JC 182
<i>Axonopus sp.2</i>	X	X	Brito, JC 36
<i>Dichantherium sp.</i>	X	X	Brito, JC 86
<i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase			Brito, JC 175
<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.	X		
<i>Panicum cf. cyanescens</i> Nees	X		Brito, JC 34
<i>Panicum trinii</i> Kunth.	X	X	Brito, JC 184
<i>Paspalum cf. polyphyllum</i> Nees			Brito, JC 47
<i>Paspalum sp.1</i>			Brito, JC 181
<i>Paspalum sp.2</i>			Brito, JC 147
<i>Poaceae sp.1</i>	X	X	Brito, JC 138
<i>Trachypogon macroglossus</i> Trin.	X	X	Brito, JC 176
<i>Trachypogon sp.1</i>	X	X	Brito, JC 87
<i>Trachypogon sp.2</i>			Brito, JC 180

#### RUBIACEAE

<i>Declileuxia aspalathoides</i> Muell. Arg.			Brito, JC 166
<i>Palicourea marcgravii</i> St.Hil.			Brito, JC 151
<i>Rubiaceae sp.1</i>			Brito, JC 167
<i>Rubiaceae sp.2</i>	X	X	Brito, JC 168

#### SAPOTACEAE

<i>Pouteria andarahiensis</i> T.D. Penn.			Brito, JC 100
--	--	--	---------------

<b>SOLANACEAE</b>			
<i>Schwenckia americana</i> L.	X		Brito, JC 130
<i>Solanum buddleiifolium</i> Sendtn.	X	X	Brito, JC 140
<b>VELLOZIACEAE</b>			
<i>Vellozia dasypus</i> Seub.	X	X	Brito, JC 113
<b>VERBENACEAE</b>			
<i>Lippia rigida</i> Schauer.			Brito, JC 102
<i>Stachytarpheta crassifolia</i> Schrad.	X	X	Brito, JC 114
<b>XYRIDACEAE</b>			
<i>Xyris mello-barretoii</i> L.B.Sm.	X		Brito, JC 55

A área de cobertura da vegetação aumentou progressivamente desde o evento do fogo (Fig. 9), mesmo assim, 18 meses após a perturbação a cobertura ainda não foi totalmente recuperada. Nas áreas de substrato arenoso houve a regeneração de 46% da vegetação em relação ao controle e na área de afloramento rochoso de 67%. A área de cobertura média da vegetação nas parcelas de 10x10 m de substrato arenoso queimadas é de cerca de 11 m<sup>2</sup>, enquanto que no controle, a vegetação ocupa aproximadamente 23 m<sup>2</sup>. No afloramento rochoso, a diferença é menor, a cobertura média nas parcelas de 10x10m na área queimada é de 5 m<sup>2</sup> e na área controle é de 8 m<sup>2</sup> (Fig. 9).

Observando a dinâmica da comunidade, verificou-se que a cobertura vegetal cresceu mais nos seis primeiros meses após a passagem do fogo. A diferença que existe entre a área de cobertura da vegetação no substrato arenoso e rochoso é significativa nesse período (Fig.9). Embora o crescimento da vegetação nos seis primeiros meses pareça ter relação com a quantidade de chuva que caiu neste intervalo (Fig.2), a correlação de Spearman não mostrou tal correlação.

A área de cobertura da vegetação das parcelas de substrato rochoso se recuperou mais rapidamente do que a das parcelas de substrato arenoso (Fig.9). Segundo Conceição & Pirani (2005) as rochas funcionam como uma proteção que impede a ação severa do fogo sobre a vegetação ali inserida. Além disso, muitas espécies apresentam como estratégia de sobrevivência a proteção das gemas apicais sob o solo ou por escamas. Por não serem atingidas pelo fogo ou sofrerem danos menos severos que a vegetação campestre, as ilhas de vegetação rebrotam rapidamente após a ocorrência desse evento (Neves & Conceição 2010).

Tabela 2. Correlação de Spearman entre os dados climáticos – Temperatura média (TM) e Pluviosidade média (PM) – e área de cobertura da vegetação registrada nas oito parcelas de 10x10 m queimadas em novembro de 2008 em substrato rochoso (RQ1, RQ2, RQ3, RQ4) e substrato arenoso (AQ1, AQ2, AQ3, AQ4). Município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil.

	TM (°C)	PM (mm)	RQ1	RQ2	RQ3	RQ4	AQ1	AQ2	AQ3	AQ4
TM (°C)	1	0,3	0,2	0,8	0,8	0,5	0,1	0,8	0,9	0,4
PM (mm)	0,3	1	0,5	0,3	0,3	0,6	-0,4	0,3	0,5	0,9

No substrato arenoso o fogo pode se alastrar mais, pois há um estrato graminóide mais contínuo (Fig.4C). Por isso, a drástica destruição da parte aérea da vegetação nesse substrato deve demandar mais tempo para a recuperação da área de cobertura, já que cada espécie possui uma estratégia diferenciada de estabelecimento no tempo e no espaço (Munhoz & Felfili 2006).

Em outras formações herbáceo-arbustivas um ano após a queima, a recobertura foi bem maior do que a encontrada neste estudo. Segundo Costa (2010) em estudo realizado em uma área de transição entre campo limpo e campo rupestre um ano foi suficiente para recuperar 97% da vegetação queimada. Em uma área de campo sujo 73% da vegetação estava recuperada após este período (Andrade & Miranda 1996). E em apenas nove meses, 57,7% da vegetação queimada de campos abandonados na Espanha estava restabelecida (Santos *et al.* 2003).

Outros estudos mostraram que algumas formações vegetais precisam de bem mais tempo para conseguir voltar ao estágio original. No Chaparral californiano e nos Páramos, por exemplo, um ano foi suficiente para recuperar apenas 25% e 10% da vegetação, respectivamente (Keeley 1981; Horn 1989); e nos campos Mediterrâneos na Espanha foram necessários dois anos para recuperar 60% da cobertura vegetal (Caturla *et al.*2000).

Dessa maneira, pode-se afirmar que o impacto do fogo na vegetação ocorre de diferentes formas e níveis e por isso, o tempo necessário para que uma área perturbada retorne ao seu estado original dependerá de sua resistência e resiliência.

Houve uma diferença significativa na variação da altura média da vegetação nas áreas queimadas quando comparada com as áreas controle nos primeiros quatro meses após o incêndio (Fig. 10). Tanto no substrato arenoso como no rochoso a altura média da vegetação variou de 16 cm no primeiro mês para aproximadamente 62 cm 18 meses depois do fogo.

Nas áreas controle a variação na altura média da vegetação no período estudado é pequena. Nas parcelas de substrato arenoso, a altura média da vegetação varia de 46 cm para 51 cm e nas de substrato rochoso varia de 66 cm para 64 cm. Quando se compara os resultados nestes dois substratos na área controle, observa-se uma diferença significativa entre a altura média da vegetação (Fig.10).

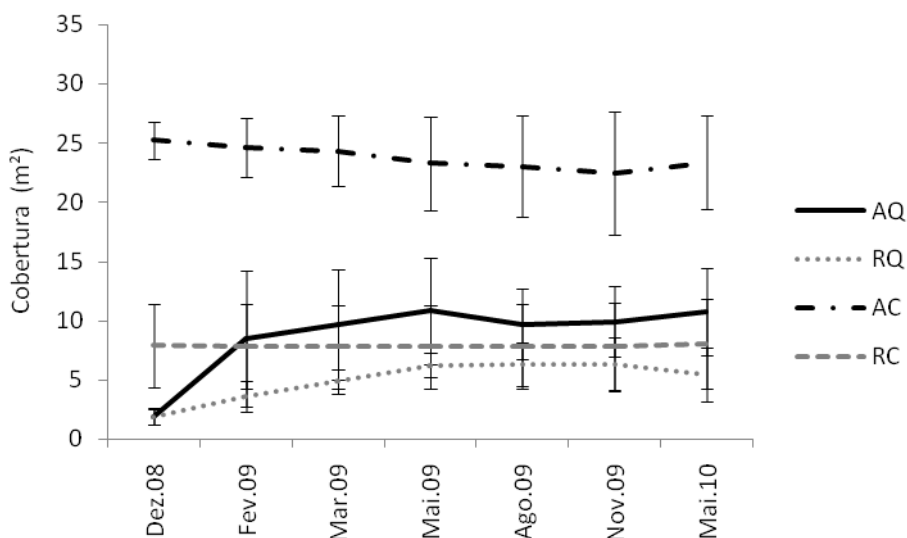


Figura 9. Área de cobertura da vegetação registrada nas 16 parcelas de 10x10 m estudadas durante 18 meses em área de campo rupestre queimada e controle no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Substrato arenoso queimado (AQ), substrato arenoso controle (AC), substrato rochoso queimado (RQ), substrato rochoso controle (RC).

A remoção da cobertura vegetal, a deposição de cinzas na superfície do solo (Coutinho *et al.* 2002) e a quantidade de chuva que caiu na região neste período (Fig.2) causam alterações marcantes nas condições edáficas que forneceram condição para o crescimento da vegetação. Assim, oito meses após o incêndio, é possível verificar que a altura média da vegetação nas áreas queimadas já é semelhante à da vegetação nas áreas controle. Isso implica que este intervalo de tempo é suficiente para o restabelecimento da altura média da vegetação em áreas de campo rupestre atingidas pelo fogo.

A análise de componentes principais evidencia o fogo como um elemento importante na dinâmica dos campos rupestres uma vez que as parcelas queimadas foram separadas das parcelas controle (Fig.11). As variáveis que mais influenciaram na distinção desses dois casos foram área de cobertura da vegetação na área controle e a altura média das espécies na área queimada.

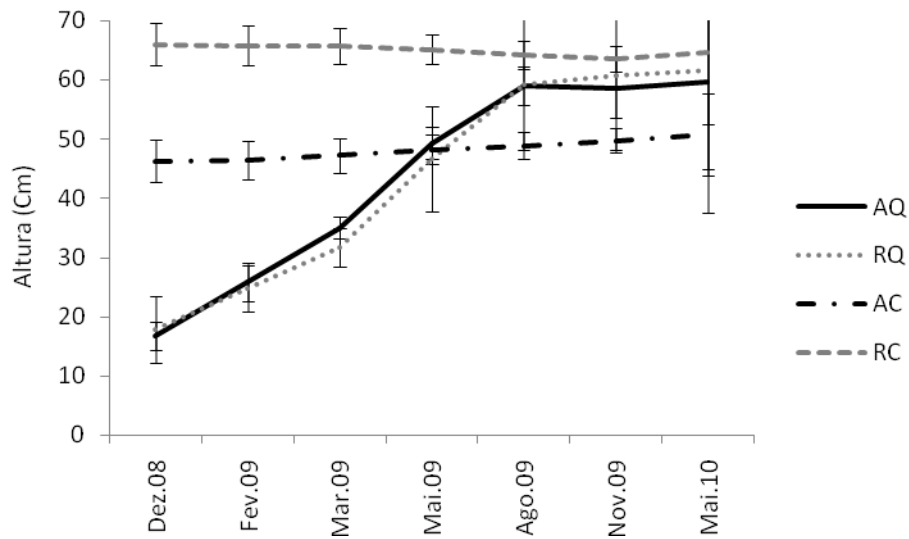


Figura 10. Altura média da vegetação registrada em 16 parcelas de 10x10m estudadas durante 18 meses em área campo rupestre queimada e controle no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Substrato arenoso queimado (AQ), substrato arenoso controle (AC), substrato rochoso queimado (RQ), substrato rochoso controle (RC).

Considerando o tipo de substrato, a análise dos componentes principais não diferencia as parcelas queimadas, formando apenas um grupo com parcelas queimadas no substrato rochoso e arenoso (Fig.12). O eixo 1 do PCA explicou 74,34% da variação do tipo de substrato na área queimada. Os caracteres com maior valor positivo nesse eixo foram a área de cobertura (0,14) e a riqueza de espécies (0,18). O de maior valor negativo foi a altura média das espécies (-0,89). Este resultado difere do que foi encontrado na área controle (Fig. 13), na qual as parcelas foram separadas em áreas de afloramento rochoso e solo arenoso, mostrando que no controle o tipo de substrato é um elemento importante na dinâmica da vegetação. O eixo 1 do PCA explicou 81,81% da variação do tipo de substrato na área não queimada recentemente. Os fatores que contribuíram para essa distinção foram à área de cobertura na vegetação de substrato arenoso (0,27) e a altura média das espécies nas parcelas de afloramento rochoso (-0,36).

A comparação florística das áreas estudadas no mês de dezembro de 2008, um mês após a ocorrência de fogo, mostra a formação de dois grandes grupos 88% distintos (Fig.14). O grupo 1 formado pelas parcelas controle de substrato arenoso (AC) e as parcelas queimadas de substrato arenoso (AQ) e rochoso (RQ), e o grupo 2 formado

pelas parcelas controle de substrato rochoso (RC). O grupo 1 se divide em dois grupos 76% distintos entre si, o grupo 1a formado pelas parcelas controle de substrato arenoso e o grupo 1b pelas parcelas queimadas nos substratos arenoso e rochoso. Neste último grupo, as parcelas RQ8 e AQ2 mostram-se mais separadas das demais, assim como foi visto na análise de componentes principais (Fig. 12).

Um ano depois da queima, novembro de 2009, ainda é possível verificar os grupos 1 e 2 (Fig.15). As parcelas de substrato arenoso queimadas possuem cerca de 40% de similaridade, enquanto que as parcelas de substrato rochoso parecem se distanciar umas das outras tendendo uma aproximação com as áreas controle de substrato rochoso.

Dezoito meses após a primeira observação é possível verificar a formação de dois grupos diferentes dos formados em dezembro de 2008, um mês após o incêndio (Fig.16). As parcelas substrato arenoso e rochoso queimadas continuam agrupadas com as parcelas de substrato arenoso controle, porém, áreas de substrato arenoso e rochoso queimadas se agrupam a um nível de similaridade de cerca de 40% (grupo 1a). O fato que mais chama atenção no agrupamento da observação de maio de 2010 é a aproximação da parcela queimada RQ8 com as parcelas de substrato rochoso controle.

Um fator importante que deve ser considerado neste caso é a heterogeneidade da distribuição do fogo nas áreas de afloramento rochoso. A ausência de combustível na rocha exposta impede a continuidade do fogo e contribui para a formação de um mosaico de áreas queimadas permanecendo ilhas de vegetação não afetadas diretamente pelo fogo (Neves & Conceição 2010). Assim, o aumento da similaridade florística entre a parcela RQ8 e as áreas controle de afloramento rochoso (RC) após 18 meses de observação pode ser um exemplo de vegetação insularizada que fica próxima da vegetação que permeia os afloramentos rochosos que é diretamente afetada pelo fogo e pode ser colonizada por espécies de ilhas de vegetação mais isoladas e vegetação de entremeio, seja por sementes ou propagação vegetativa (Neves & Conceição 2010).

O presente estudo revela que o fogo é um dos fatores mais importantes para a manutenção dos campos rupestres, principalmente na vegetação campestre mais contínua. Dezoito meses após o incêndio ocorrido em novembro de 2008 à área de campo rupestre queimada apresentou composição de famílias e estrutura semelhantes às da vegetação vizinha que não foi atingida pelo fogo (controle).



O número de espécies e a altura média da vegetação na área queimada aumentaram progressivamente e de forma semelhante nos dois tipos de substrato, porém, dezoito meses não foram suficientes para restabelecimento da cobertura da vegetação de campo rupestre, uma vez que nas áreas de substrato arenoso houve a regeneração de apenas 46% da vegetação em relação ao controle e na área de afloramento rochoso de 67%.

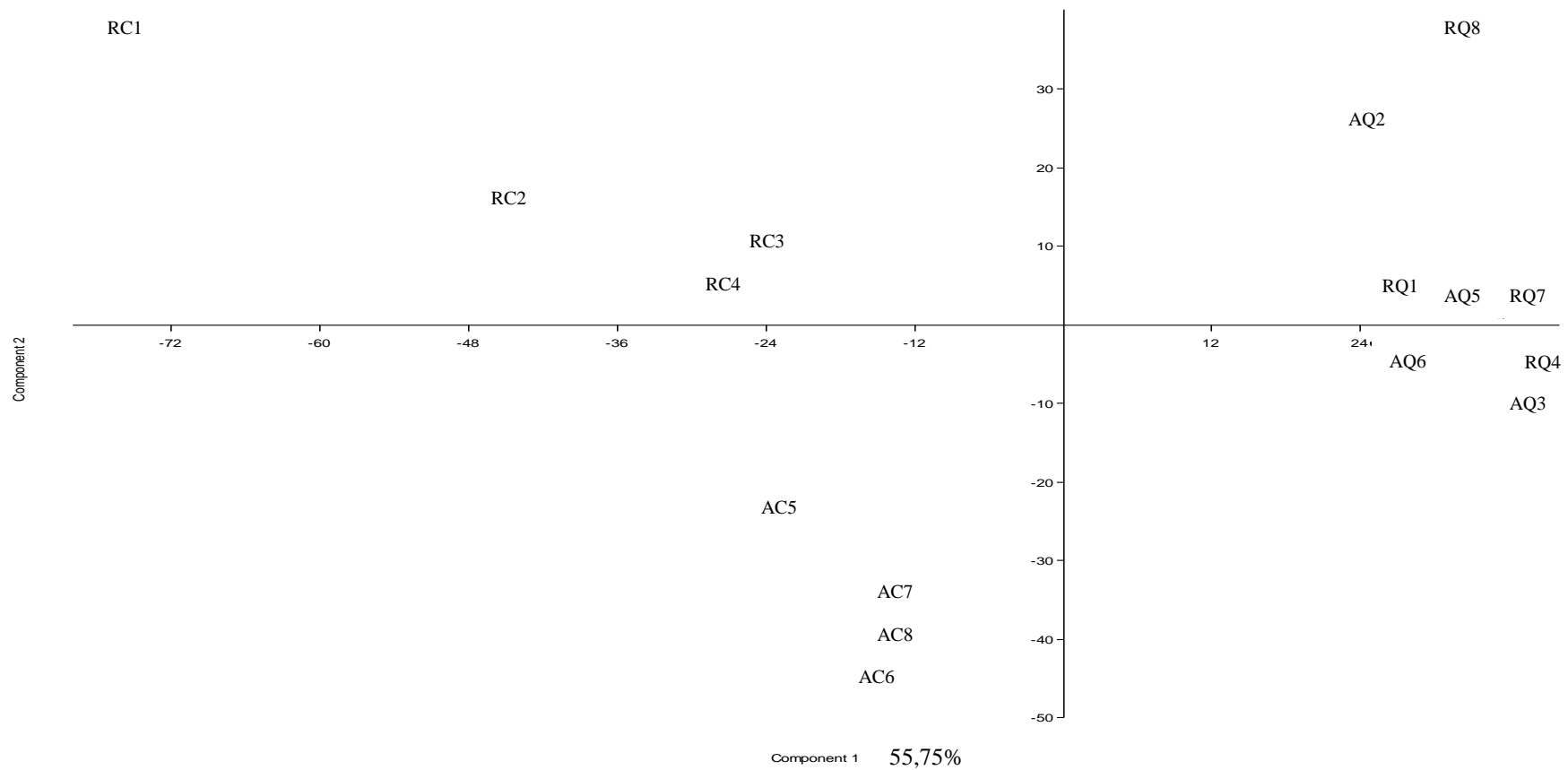


Figura 11. Análise de componentes principais (PCA) realizada a partir dos dados coletados ( $H'$ , altura média das espécies, área de cobertura e riqueza de espécies) durante 18 meses em uma **área de vegetação de campo rupestre queimada em novembro de 2008 e uma área controle, queimada em outubro de 2005, em substrato arenoso e rochoso** no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Substrato arenoso queimado (AQ), substrato arenoso controle (AC), substrato rochoso queimado (RQ), substrato rochoso controle (RC).

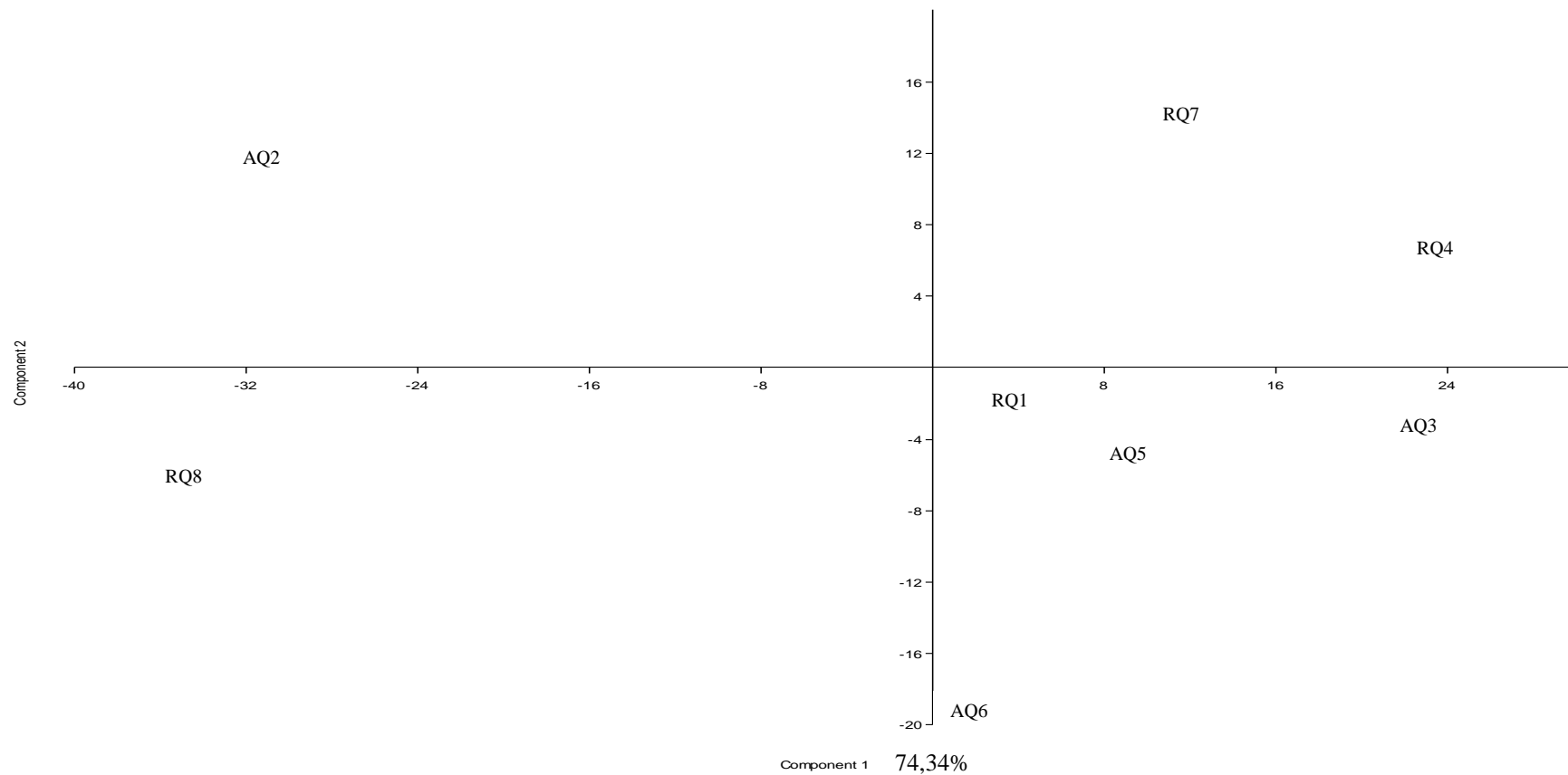


Figura 12. Análise de componentes principais (PCA) realizada a partir dos dados coletados ( $H'$ , altura média das espécies, área de cobertura e riqueza de espécies) durante 18 meses em **área de campo rupestre queimada em novembro de 2008 em substrato arenoso e rochoso** no município de Lençóis, Chapada Diamantina – Bahia, Brasil. Substrato arenoso queimado (AQ), substrato rochoso queimado (RQ).

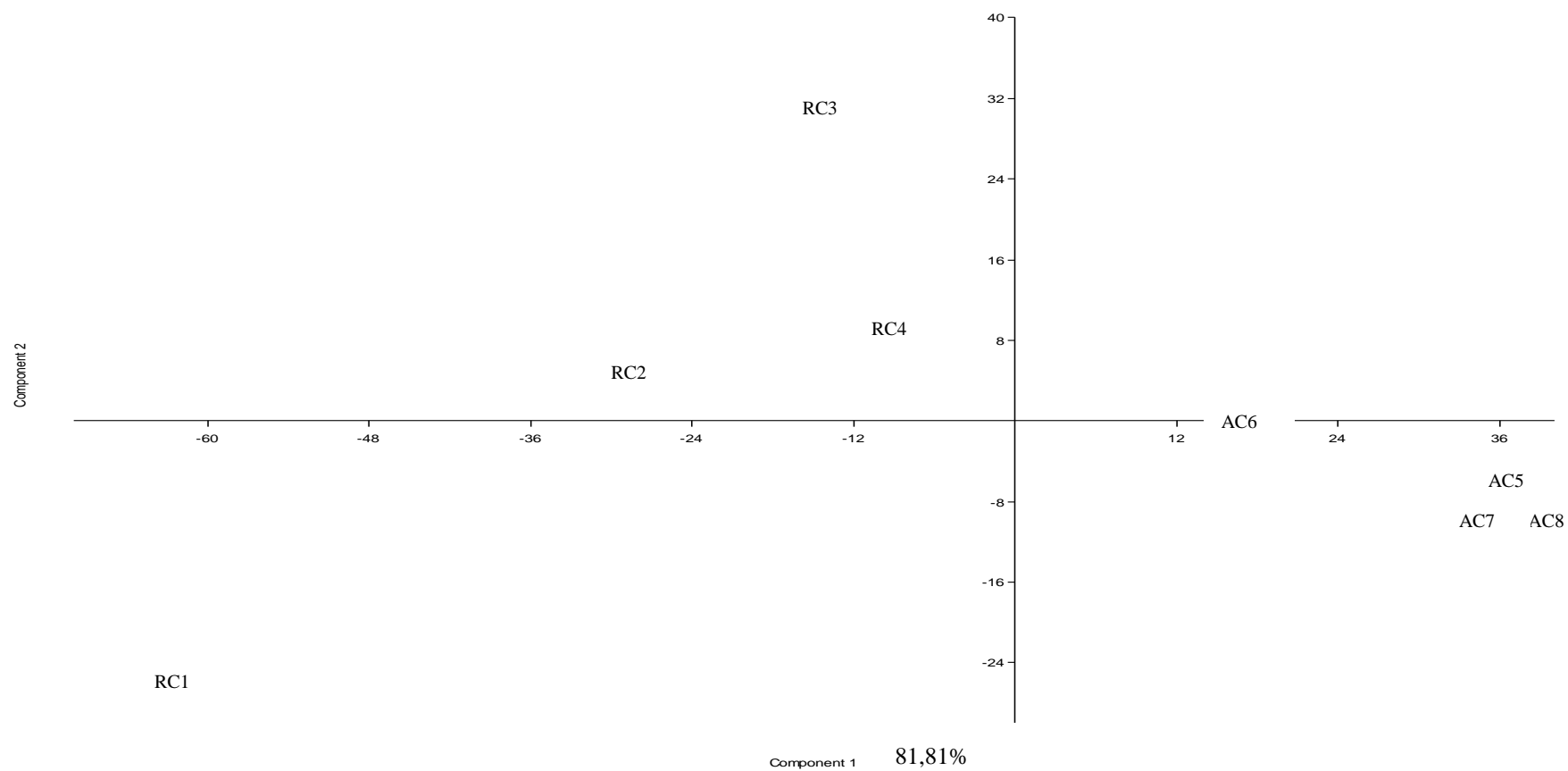


Figura 13. Análise de componentes principais (PCA) realizada a partir dos dados coletados ( $H'$ , altura média das espécies, área de cobertura e riqueza de espécies) durante 18 meses, em **área de campo rupestre queimada em outubro de 2005 (controle), em substrato arenoso e rochoso** no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Substrato arenoso controle (AC), substrato rochoso controle (RC).

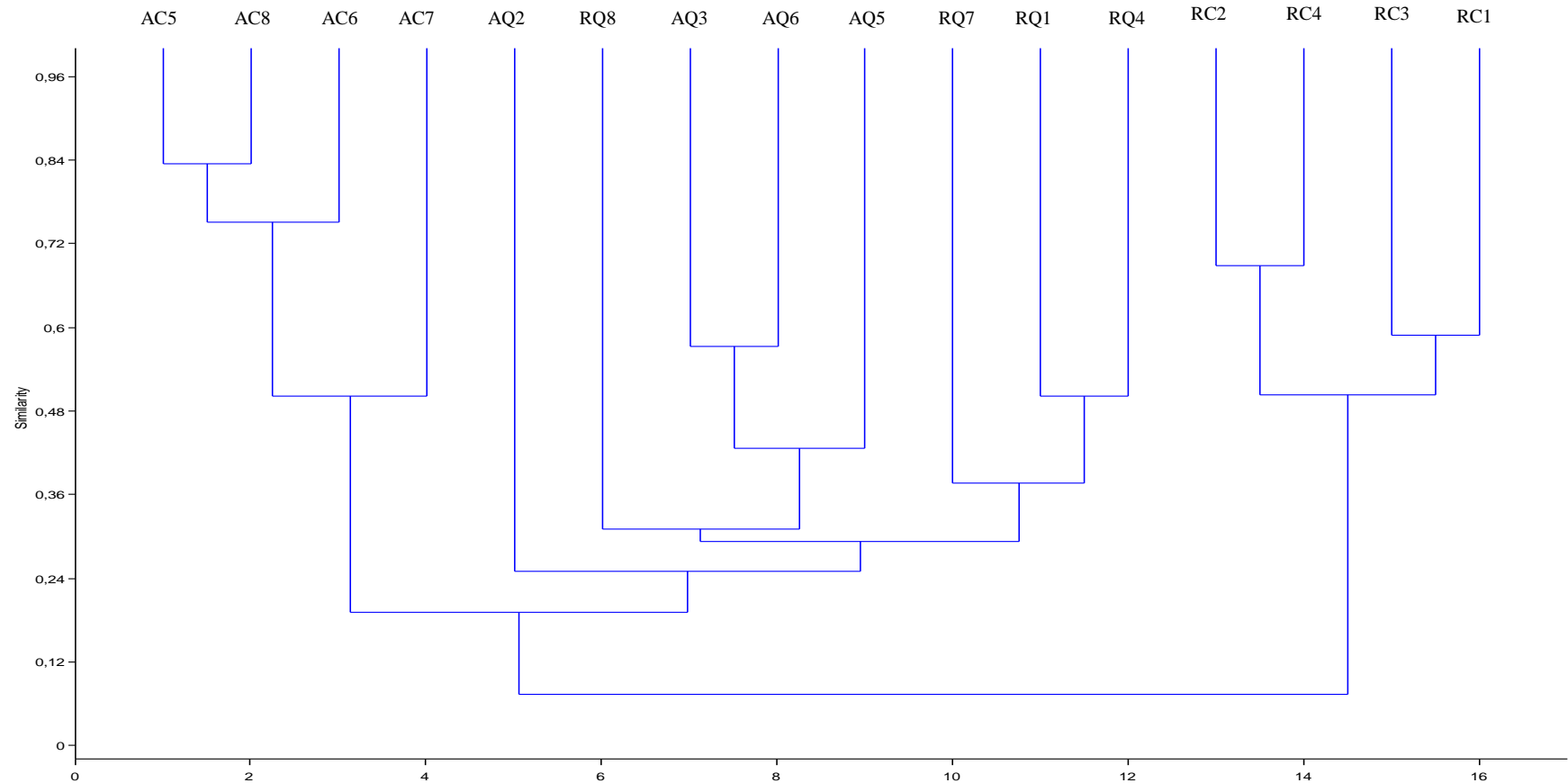


Figura 14. Análise de similaridade de Jaccard das parcelas queimadas e controle em uma área de campo rupestre no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil baseada na matriz de presença e ausência das espécies registradas **UM MÊS** após a passagem do fogo (dezembro 2008). **Grupo 1:** Grupo 1 a - parcelas de substrato arenoso controle (AC) e Grupo 1b - parcelas de substrato arenoso (AQ) e rochoso queimadas (RQ). **Grupo 2:** parcelas de substrato rochoso controle (RC).

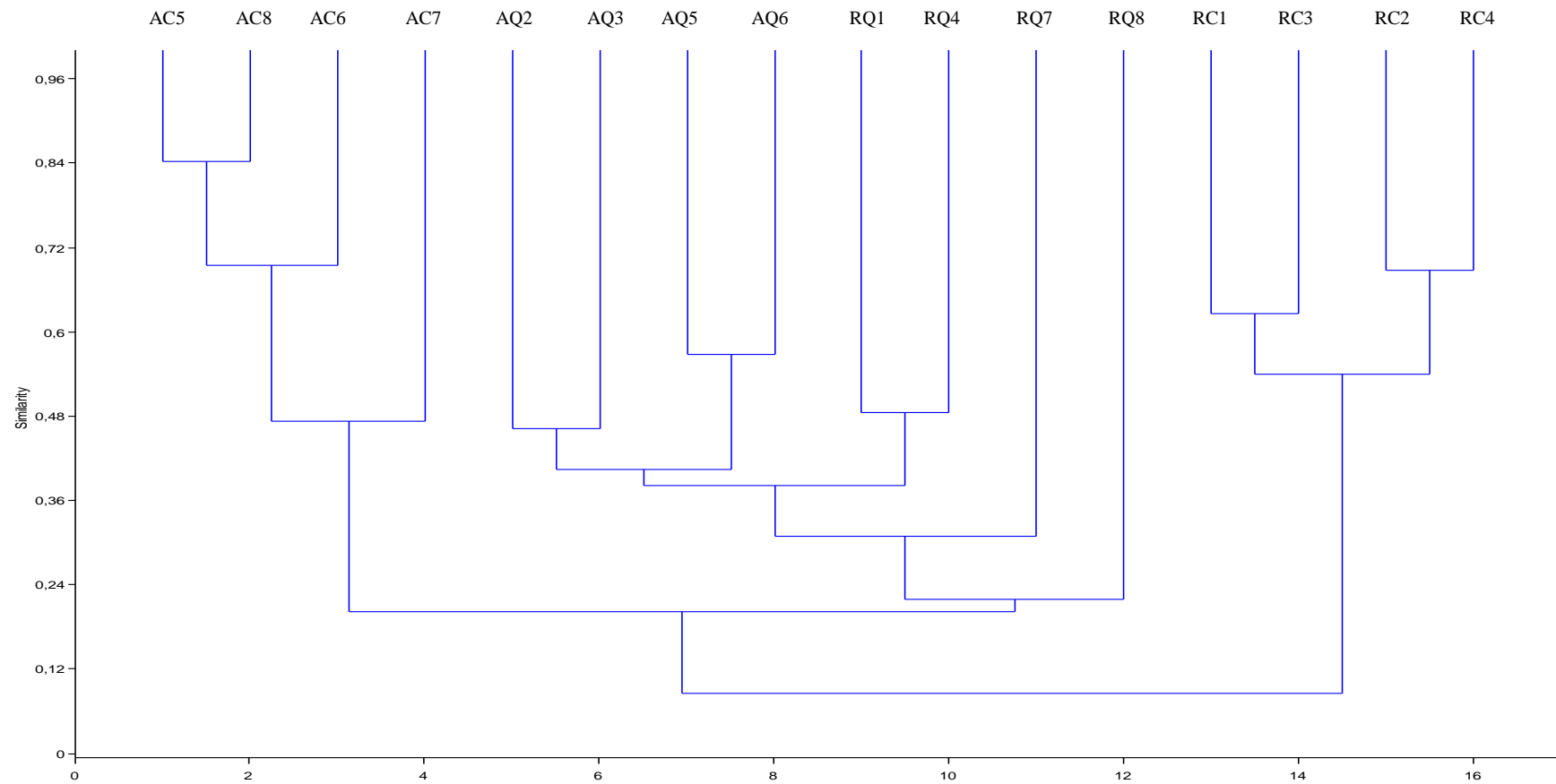


Figura 15. Análise de similaridade de Jaccard das parcelas queimadas e controle em duas áreas de campo rupestre no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil baseada na matriz de presença e ausência das espécies registradas **DOZE MESES** após a passagem do fogo (Nov.09). **Grupo 1:** Grupo 1 a - parcelas de substrato arenoso controle (AC) e Grupo 1 b - parcelas de substrato arenoso (AQ) e rochoso queimadas(RQ). **Grupo 2:** Parcelas de substrato rochoso controle (RC).

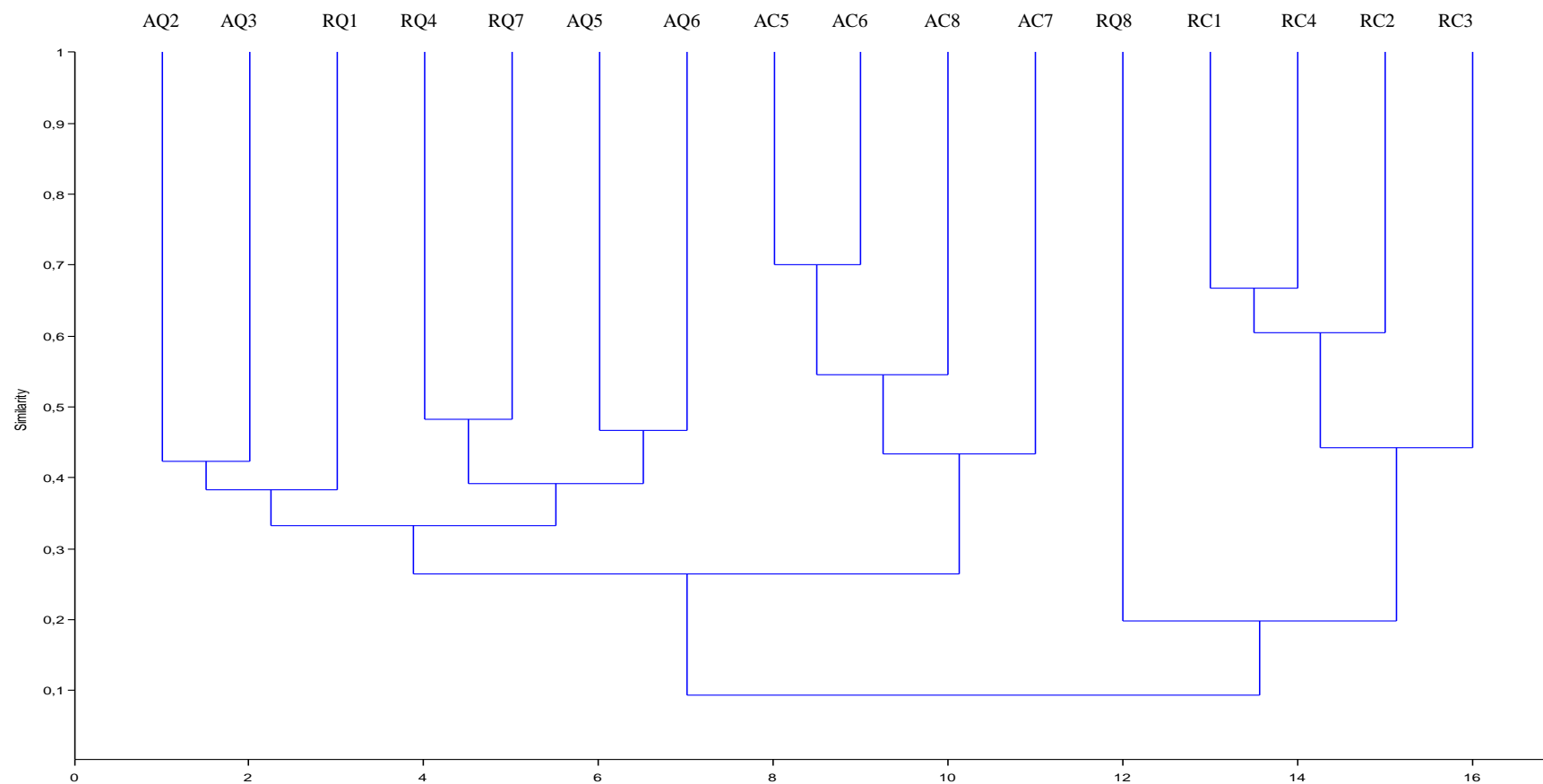


Figura 16. Análise de similaridade de Jaccard das parcelas queimadas e controle em duas áreas de campo rupestre no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil baseada na matriz de presença e ausência das espécies registradas **DEZOITO MESES** após a passagem do fogo (Maio 2010). **Grupo 1:** Grupo 1 a - parcelas de substrato arenoso (AQ) e rochoso (RQ) queimadas e Grupo 1b - parcelas de substrato arenoso controle (AC) – (Grupo 1b). **Grupo 2:** parcelas de substrato rochoso controle (RC) e uma parcela de substrato rochoso queimado (RQ8).

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alves RJV & Kolbek J. 1993. Penumbra rock communities in campo rupestre sites in Brasil. *Journal of Vegetation Science* 4: 357-366.

Andrade SMA. & Miranda HS. 1996. Dinâmica de combustível em uma área de campo sujo de cerrado submetida a queimada prescrita no final da estação seca. *In: Leite LL & Saito CH. Contribuição ao conhecimento ecológico do Cerrado. UNB/ECL, Brasília, p. 262-267.*

APG (Angiosperm Phylogeny Group) III. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161: 105-121.

Boldo EL, Simoni GL, Butzke A, Lovatel JL, Scur L & Wasum RA. 2007. Avaliação da produtividade primária e da diversidade florística dos campos de cima da serra em diferentes alternativas de manejo de campo. *Revista Brasileira Agroecologia* 2: 1103 – 1106.

Bond WJ & van Wilgen BW. 1996. *Fire and Plants*. UK: Chapman and Hall. London. 263 p.

Brito JC, Conceição AA, Rocha RS, Costa GM. 2009. Efeito do fogo sobre vegetação ecotonal no Parque Nacional da Chapada Diamantina, Lençóis, Bahia. *In: 60o Congresso Nacional de Botânica, 2009, Feira de Santana. Botânica Brasileira: futuro e compromissos.*

Caiafa NA & Silva AF. 2005. Composição florística e espectro biológico de um campo de altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia* 56: 163-173.

Callagari-Jacques SM. 2003. *Bioestatística: princípios e aplicações*. Armed. Porto Alegre. 255p.

Canales J, Trevisan MC, Silva JF & Caswell H. 1994. A demographic study of an annual grass (*Andropogon brevifolius* Schwarz) in burnt and unburnt savanna. *Acta Oecologica* 15: 261-273.



- Caturla RN, Raventós J, Guàrdia R & Vallejo VR. 2000. Early post-fire regeneration dynamics of *Brachypodium retusum* Pers. (Beauv.) in old fields of the Valencia region (eastern Spain). *Acta Oecologica* 21: 1-12.
- Conceição AA. 2000. Alerta para a conservação da biota na Chapada Diamantina. *Ciência Hoje* 27: 54-56.
- Conceição AA & Giulietti AM. 2002. Composição florística e aspectos estruturais de campo rupestre em dois platôs do Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Hoehnea* 29: 37-48.
- Conceição AA. 2003. Ecologia da vegetação em afloramentos rochosos na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Conceição AA & Pirani JR. 2005. Delimitação de habitats em campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia: substratos, composição florística e aspectos estruturais. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 23: 85-111.
- Conceição AA, Rapini A, Pirani JR, Giulietti AM, Harley R, Silva TRS, Funch R, Santos AKA, Correia C, Andrade IM, Costa JAS, Souza LRS, Andrade MJG, Freitas TA, Freitas AMM. & Oliveira AA. 2005. Campos rupestres. *In*: Juncá FA, Funch L & Rocha W (eds.). *Biodiversidade e Conservação da Chapada Diamantina*. Biodiversidade 13/Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p. 153-180.
- Conceição AA, Giulietti AM, Meirelle ST. 2007. Ilhas de vegetação em afloramento de quartzito- arenito no Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Acta Botânica Brasílica* 21: 335-347.
- Costa GM. 2010. Regeneração da vegetação de campo rupestre sob perturbação de fogo na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, Bahia.
- Coutinho LM. 1977. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. II – As queimadas e a dispersão de sementes em algumas espécies anemocóricas do estrato herbáceo-subarbustivo. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 5: 57-64.

Coutinho LM. 1990. Fire in ecology of the Brazilian Cerrado. *In*: Goldammer JG (ed.). Fire in the Tropical Biota – ecosystem processes and global challenges. Ecological Studies v. 8. Springer Verlag, Berlin, p.82-105.

Coutinho LM. 1994. O uso do fogo em pastagens naturais brasileiras *In*: Puignau JP (ed.). Utilización y manejo de pastizales. IICA – PROCISUR. Montevideo. 266p.

Coutinho LM, Miranda HS, Morais HC. 2002. O Bioma do Cerrado e o Fogo: I – Caracterização. *Série Ciências Ambientais*. 20: 1 - 48.

Frost PGH, Medina E, Menaut JC, Solbrig OT, Swift M & Walker BH. 1986. Responses of savanas to stress and disturbance. A proposal for a Collaborative programme of research. Report of a meeting of na IUBS Working Group. Special issue 10, *Biology International*.

Funch LS, Rodal MJN & Fuch R.2008. Floristic aspects of forests of the Chapada Diamantina, Bahia, Brazil. *In*: Thomas W & Britton EG (eds.). The coastal forests of Northeastern Brazil. Springer & NYBG Press. New York, p.193-220.

Giulietti AM, Menezes NL, Pirani JR, Meguro M & Wanderley MGL. 1987. Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: caracterização e lista de espécies. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 9: 1-151.

Giulietti AM, Queiroz LP & Harley RM. 1996. Vegetação e flora da Chapada Diamantina, Bahia. *Anais 4ª reunião especial da SBPC, Feira de Santana, Bahia*, p.144-156.

Giulietti AM, Pirani JR & Harley RM. 1997. Espinhaço Range Region, Eastern Brazil. *In*: Davis SD, Heywood VH, Herrera-Macbride O, Villa-Lobos J & Hamilton Ac (eds.). Centres of plant diversity. A guide and strategy for their conservation.v.3.The Americas. IUCN Publication Unity. Cambridge, p. 397-404.

Gurevitch J, Scheiner SM & Gordon F. 2009. *Ecologia Vegetal*. 2. ed. Artmed, Porto Alegre. 574p.

Hammer O, Harper DAT & Ryan PD. 2001. PAST – Paleontological Statistics. Disponível em [www.uv.es/~pardomv/pe/2001\\_1/past/pastprong/past.pdf](http://www.uv.es/~pardomv/pe/2001_1/past/pastprong/past.pdf), acessado em 25/07/2009.

Harley RM. 1995. Introdução. *In*: Stannar BL (ed.). Flora of the Pico das Almas, Chapada Diamantina, Brazil. Kew: Royal Botanic Gardens, p. 1-42.

Hoffmann, WA. 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.

Horn SP. 1989. Postfire vegetation development in the Costa Rican páramos. *Madroño* 36: 3-14.

Horn SP & Kappelle M. 2009. Fire in the páramo ecosystems of Central and South America. *In*: Cochrane MA (ed.). Tropical fire ecology: climate change, land use, and ecosystem dynamics. Springer-Praxis. Chichester, p. 505 – 539.

Le Maitre DC & Midgley JJ. 1992. Plant reproductive ecology. *In*: Cowling RM (ed.). The ecology of Fynbos. Nutrients, fire and diversity. Oxford University Press. Cape Town, p. 135 – 174.

Keeley SC, Keeley JE, Hutchinson SM & Johnson AW. 1981. Postfire succession of the herbaceous flora in southern California Chaparral. *Ecology* 62: 1608-1621.

Knox KJE & Clarke PJ. 2006. Fire season and intensity affect shrub recruitment in temperate sclerophyllous woodlands. *Oecologia* 149: 730 – 739.

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

Krebs C. 1989. Ecological methodology. Harper & Row Publishers. New York.

McCune B & Grace IB. 2002. Analysis of ecological communities. MjM. Oregon.

Miranda HS & Sato MN. 2006. Efeitos do fogo na vegetação lenhosa do cerrado. *In*: Scariot A, Souza-Silva JC & Felfili JM (Org.). Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p.95-103.

Miranda HS, Sato MN, Nascimento – Neto R & Azeiteiro FS. 2009. Fires in the cerrado, the Brazilian savanna. *In*: Cochrane MA (ed.). Tropical fire ecology: climate change, land use, and ecosystem dynamics. Springer-Praxis. Chichester, p. 427 – 450.

Moreira, Ag. 1996. Proteção contra fogo e seu efeito na distribuição e composição de

espécies de cinco fisionomias de cerrado. *In*: Miranda HS, Saito CH & Dias BFS (orgs.). Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga. Universidade de Brasília, Brasília, p. 112-121.

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

Munhoz CBR. & Felfili JM. 2006. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbusivo de uma área de campo sujo no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botânica Brasileira* 20: 671-685.

Munhoz CBR & Felfili JM. 2008. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbusivo em campo limpo úmido no Brasil Central. *Acta Botanica Brasileira*. 22: 905-913.

Nimer, E. 1989. Climatologia do Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2. ed. IBGE. Rio de Janeiro. 421p.

Neves SPS & Conceição AA. 2007. Vegetação em afloramentos rochosos na Serra do Sitorá, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Sitientibus Série Ciências Biológicas* 7: 36-45.

Neves SPS & Conceição AA. 2010. Campo rupestre recém-queimado na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: plantas de rebrota e semente, com espécies endêmicas na rocha. *Acta Botânica. Brasileira* 24: 697-707.

Pereira AMC. 1994. Estrutura das comunidades vegetais de afloramentos rochosos dos campos rupestres do Parque Nacional da Serra do Cipó, MG. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Rizzini CT. 1997. Tratado de Fitogeografia do Brasil. 2.ed.. Âmbito Cultural. Rio de Janeiro.

Rocha e Silva EP. 1999. Efeito do regime de queima na taxa de mortalidade da vegetação lenhosa de campo sujo de cerrado. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

Safford HD. 2001. Brazilian Páramos. III. Patterns and rates of postfire regeneration in the campos de altitude. *Biotropica* 33: 282 – 302.

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

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

Santos MFV, Gutiérrez E, Vallejo R, Meunier IJ & Cillero D. 2003. Diversidade da vegetação pós-incêndio em terraços abandonados e ladeiras não cultivadas em Valença, Espanha. *Revista Árvore* 27: 399-405.

Soares RV. 1990. Fire in some tropical and subtropical South American vegetation types: an overview. *In: Goldammer JG (Ed.). Fire in Tropical Biota. Springer-Verlag, Berlin, p.63-81.*

Soares JJ, Souza MHA & Lima MIS. 2006. Twenty years of post-fire plant succession in a “ cerrado”, São Carlos. São Paulo: Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66: 587-602.

Sneath PH & Sokal RR. 1973. Numerical taxonomy: the principles and practice of numerical classification. W.H.Freeman. San Francisco.

Ter Braak CFJ. 1997. Ordination. *In: Jongman RHG, Ter Braak CJF & Van Tongeren OFR (eds.) Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press. New York.*

Whelan RJ. 1995. The ecology of fire. Cambridge University Press. 343p.

## **Capítulo 2\***

### **ESTRATÉGIAS DE SOBREVIVÊNCIA E REOCUPAÇÃO EM VEGETAÇÃO DE CAMPO RUPESTRE APÓS A PASSAGEM DE FOGO**

\*Artigo submetido para publicação no periódico Rodriguésia

## **Estratégias de sobrevivência e reocupação em vegetação de campo rupestre após a passagem de fogo**

**RESUMO:** (Estratégias de sobrevivência e reocupação em vegetação de campo rupestre nos substratos arenoso e rochoso após a passagem de fogo). A elevada frequência de fogo na Chapada Diamantina é preocupante por se tratar de um importante centro de diversidade de montanhas do Brasil. O objetivo desse estudo é detectar padrões de recobrimento da vegetação de campo rupestre em substratos arenosos e rochosos afetados por queimada. Foi realizado um censo das espécies de plantas vasculares ocorrentes em 16 parcelas de 10x10 m, sendo as coberturas e a importância dos tipos de regeneração estimadas em cinco subparcelas de 2x2 m de cada parcela. Na área queimada de substrato arenoso sete (11,6%) espécies rebrotaram, 37 (61,7%) cresceram via semente e 16 (26,7%) utilizaram as duas estratégias de crescimento e no substrato rochoso 15 (22,1%) espécies rebrotaram, 36 (52,9%) cresceram via semente e 17 (25%) utilizaram as duas estratégias. Hemicriptófito foi forma de vida que apresentou maior número de espécies e área de cobertura em todas as áreas estudadas. As espécies que utilizam as duas estratégias de crescimento são mais eficientes, pois apresentam maior área de cobertura uma vez que permanece no local previamente estabelecido (rebrote) e ocupa novas áreas abertas (semente). Os hemicriptófitos respondem favoravelmente ao fogo rebrotando vigorosamente, crescendo via rizoma, e/ou germinação de sementes.

**Palavras-chave:** Cerrado, Semente, Rebrote, Formas de vida

**ABSTRACT:** The high frequency of fire in the Chapada Diamantina is worrying because it is an important center of diversity of the mountains of Brazil. The purpose is to detect patterns of vegetation cover over the rocky fields on sandy and rocky substrata affected by fire. A census of vascular plant species occurring in 16 plots of 10x10 m, with the coverage and importance of the types of regeneration estimated at five 2x2 m subplots of each plot. In the burned area of sandy soil seven (11.6%) species sprouted, 37 (61.7%) increased by seed and 16 (26.7%) used the two growth strategies and in the substrate 15 (22.1%) species sprouted, 36 (52.9%) increased by seed and 17 (25%) used both strategies. Hemicriptophytes way of life was the greatest number of species and area of coverage in all areas studied. The species that use the two growth strategies are more efficient, since they have the largest coverage area as it stays in place previously established (regrowth) and occupies new areas open (seed). The hemicriptophytes respond favorably to fire resprouting vigorously growing via rhizomes, and / or seed germination.

**Keywords:** Cerrado, Seed, Sprouting, Life forms

## INTRODUÇÃO

O fogo constitui fator ecológico de significativa importância em diversas regiões campestres e savânicas espalhadas pelo mundo, onde eventos de queima são comuns desde épocas bastante remotas (Coutinho *et al.* 2002). O fogo causador das queimadas de vegetação pode ser originado pelo homem, para a obtenção de forragem fresca e palatável para o gado (Coutinho *et al.* 1982) e/ou abertura de áreas para cultivo agrícola; ou por causas naturais, que no Brasil, em geral, são raios (Ramos-Neto & Pivello 2000).

A severidade dos impactos causados pelo fogo depende do regime de queima, do comportamento do fogo e das condições ambientais (Coutinho *et al.* 2002) e pode ser classificados em três tipos diferentes: fogo de superfície, de copa ou subterrâneo.

O fogo de superfície propaga-se consumindo principalmente a serapilheira e a vegetação do estrato herbáceo. Em geral, causa danos leves provocando a queima e queda das folhas e morte dos ramos mais finos (Ramos 1990), ou danos severos, levando a morte da parte aérea com rebrota basal e/ou subterrânea (Miranda & Sato 2006). Os incêndios de copa propagam-se através do dossel e são queimadas de alta intensidade que causam danos severos e/ou permanentes, como a morte dos indivíduos (Souza & Soares 1983; Sato 1996; 2003; Rocha e Silva 1999). Os incêndios subterrâneos ou de solo são aqueles que queimam a camada de húmus e turfa. De modo geral, são lentos, com pouca fumaça e sem chamas, porém, são bastante destrutivos, pois há grande liberação de calor na zona de raízes, provocando a morte da vegetação (Luke & McArthur 1978; Coutinho *et al.* 2002).

O fogo afeta diretamente o crescimento, a sobrevivência e reprodução das plantas e ainda atua sobre a dinâmica do banco de sementes. Ele é uma perturbação que mata plantas adultas, abrindo espaços e promovendo a sucessão vegetal contribuindo para que ocorram acentuadas mudanças na composição florística da área afetada (Heringer & Jacques 2001).

As espécies das fisionomias campestres e savânicas, mais particularmente aquelas pertencentes ao estrato herbáceo-subarbustivo, são tipicamente pirófitas, isto é, adaptadas ao fogo por possuírem características que as permitem sobreviver a esta alteração drástica das condições nos ecossistemas (Coutinho 1994). As propriedades químicas e morfológicas de espécies individuais, frequentemente associadas às defesas



contra herbívoros e a adaptação para sobreviver à seca influenciam a suscetibilidade destas ao fogo (Risser 1990; Bond & Wilgen 1996).

Entre as espécies herbáceo-subarbusivas, algumas são anuais, crescendo e desenvolvendo-se apenas na época das chuvas e assim escapando, sob a forma de sementes, aos perigos das queimadas. Plantas herbáceas perenes de desertos, campos áridos e ambientes xéricos são dormentes durante a estação seca, quando a maior parte do material vivo é encontrada abaixo do chão ou na superfície deste (Gurevitch *et al.* 2009). Muitas delas apresentam órgãos subterrâneos, como bulbo, rizomas, xilopódios, que por estarem isolados das chamas por uma pequena camada de solo superficial, também escapam à ação destruidora do fogo (Coutinho 1994). Tanto crescimento via semente como rebroto são estratégias de escape (Gurevitch *et al.* 2009) que permitem a regeneração de áreas queimadas uma vez que as condições ambientais se tornam semelhantes as encontradas em período de seca.

Enquanto em pequena escala os indivíduos têm respostas morfofisiológicas ao fogo, em grande escala, ocorre uma dinâmica de mosaico na vegetação resultante de aceleradas taxas de extinção, introdução e fragmentação de plantas (Grime & Campbell 1991; Steuter & McPherson 1995; Bond & Wilgen 1996; Heringer & Jacques 2001). Por isso, o conjunto de danos causados pelas queimadas resulta na alteração da composição e na estrutura da vegetação (Sato *et al.* 1998; Sato 2003; Miranda & Sato 2006), pois embora as espécies apresentem adaptações de proteção contra o fogo, queimadas sucessivas com intervalos entre um e quatro anos, comuns em regiões com vegetação savânica e campestre (Coutinho 1982; 1990), resultam em altas taxas de mortalidade (Heringer & Jacques 2001).

A Chapada Diamantina é uma das regiões da Bahia mais afetadas por queimadas (Neves & Conceição 2010). A elevada frequência de fogo nessa região é preocupante, uma vez que se trata de uma área que inclui diversos tipos de florestas, caatingas, cerrados e campos rupestres, fazendo dela um importante centro de diversidade de montanhas do Brasil, com elevado número de espécies de plantas endêmicas, a maioria delas dos campos rupestres (Harley & Simmons 1986; Giuliatti & Pirani 1988; Harley 1995; Neves & Conceição 2010).

Os campos rupestres incluem formações herbáceo-arbusivas associadas a solos litólicos, com predominância de quartzito (Harley 1995; Conceição & Pirani 2005; Neves & Conceição 2010). Inseridos nos biomas do Cerrado e da Caatinga, geralmente

ocorrem em altitudes a partir de 900 m, ocupando de maneira disjunta as regiões mais elevadas do Espinhaço, desde o norte da Chapada Diamantina, na Bahia, até a Serra de Ouro Branco, em Minas Gerais (Harley 1995, Conceição 2003, Rapini *et al.* 2008). A vegetação do campo rupestres é tipicamente xeromórfica (Giulietti *et al.* 1997), dominada por plantas com grande capacidade de fixação ao substrato e tolerantes à dessecação ou resistentes ao estresse hídrico.

O elevado número de espécies que ocorrem nesse ecossistema está associado à sua grande diversidade de habitats, conforme características do substrato, incluindo campos arenosos extensos e áreas de afloramentos rochosos (Andrade *et al.* 1986; Giulietti *et al.* 1987;1996; 1997; Giulietti & Pirani 1988; Pinto *et al.* 1990; Alves & Kolbek 1993; Pereira 1994; Meguro *et al.* 1994; Pirani *et al.* 1994; Harley 1995; Vitta 1995; Conceição 2000; Conceição & Giulietti 2002; Pirani 2003; Conceição *et al.* 2005; Conceição *et al.* 2007; Kolbek & Alves 2008). Nas regiões mais úmidas e com solos mais profundos (substrato arenoso), existe um grande número de plantas anuais ou com ciclo reprodutivo curto, capazes de se desenvolver nos períodos favoráveis, ou com gemas protegidas na superfície do solo, como as gramíneas. Nos solos mais rasos e pobres (substrato rochoso) são mais comuns as plantas perenes com desenvolvimento lento e gemas protegidas entre folhas e ramos velhos (Conceição & Giulietti 2002; Conceição & Pirani 2005; Rapini *et al.* 2008).

Por serem diferenciados por características de substrato e continuidade da vegetação (Conceição & Pirani 2005) os habitats são afetados pelo fogo de modos distintos: a vegetação contínua que permeia as áreas de rocha exposta, classificada como entremeio, é a mais afetada pelo fogo enquanto que o afloramento rochoso, constituído por ilhas de vegetação é o menos afetado uma vez que a grande quantidade de rocha exposta minimiza a disponibilidade de combustível para o incêndio (Neves & Conceição 2010).

As estratégias de sobrevivência ao fogo que podem ser consideradas mais eficientes são a profundidade das gemas reprodutivas, tendência de rebrota e tendência de germinação de sementes queimadas ou presentes no banco de sementes (Chapman & Crow 1981; Steuter & Mcpherson 1995). Em geral, todas as formas de crescimento que sofrem pequena perda de biomassa durante a queima, induzem o rápido direcionamento de recursos para a reprodução vegetativa (rebrota). Já espécies com grande perda de

biomassa tendem a persistir somente através de um banco de sementes (Bond & Wilgen 1996).

O objetivo desse estudo é detectar padrões de recobrimento da vegetação de campo rupestre em substratos arenosos e rochosos afetados por queimada. Especificamente visa identificar as estratégias de reocupação utilizadas pela vegetação de campo rupestre afetada pelo fogo, identificando as espécies que rebrotam a partir de sistemas subterrâneos perenes, as que crescem a partir de sementes e qual(is) a(s) forma(s) de vida é/são mais abundante(s) na vegetação presente em substrato rochoso e arenoso.

Algumas perguntas nortearam este trabalho: (1) Em uma área de campo rupestre, a ocorrência de incêndios pode favorecer o estabelecimento de certas formas de vida e provocar a eliminação de espécies sensíveis? (2) Nas áreas impactadas pelo fogo, as capacidades de rebrotar e a de se estabelecer a partir de sementes são igualmente representadas na vegetação em áreas de substratos predominantemente rochoso ou arenoso? (3) As proporções entre as diferentes estratégias de crescimento (rebrotar e sementes) da vegetação impactada pelo fogo variam de modo semelhante nos dois tipos de substrato (rochoso e arenoso)?

## MATERIAL E MÉTODOS

O estudo de campo foi realizado entre dezembro de 2008 e maio de 2010 na Chapada Diamantina, região central do Estado da Bahia, Brasil, no município de Lençóis, em vegetação de campo rupestre próxima à BR 242. A Chapada Diamantina corresponde à porção da Cadeia do Espinhaço situada na Bahia, sob clima do tipo Tropical do Brasil Central, subquente, com verão úmido e quatro a cinco meses secos concentrados na primavera (ver Capítulo 1, Fig.1). As temperaturas médias (ver Capítulo 1, Fig.2) são inferiores a 18°C durante a estação seca e no período de inverno não ultrapassam 22°C no mês mais quente (Nimer 1989; Harley 1995).

Foram selecionadas duas áreas sob condições macroclimáticas similares, uma área atingida por um incêndio ocorrido na primeira semana de novembro de 2008 (12°27'50,9" – 12°27'52,5"S e 41°25'50,7"- 41°26'02,6"W), localizada na APA Marimbus-Iraquara, e outra área utilizada como controle que não é acometida por incêndios desde de outubro 2005 (12°28'00,5" – 12°28'01,4" S e 41° 26'03,8" –

41°26'05,1" W), localizada no Parque Nacional da Chapada Diamantina (ver Capítulo 1, Fig.3). Tais áreas incluíam vegetação de campo rupestre com trechos em mosaico de substratos rochoso e arenoso.

Cada área foi mapeada de acordo com o predomínio de substrato rochoso ou arenoso e dividida em parcelas de 10x10 m. Foram sorteadas quatro parcelas em substrato arenoso e quatro em substrato rochoso totalizando oito parcelas de 10x10 m que constituíram as unidades amostrais. Cada unidade amostral foi subdividida em 25 subparcelas de 2x2 m, das quais foram sorteadas cinco (20%) para medida dos dados quantitativos (Conceição & Pirani 2005).

O mesmo procedimento de sorteio e demarcação das unidades amostrais na área queimada em novembro de 2008 foi repetido na área controle (queimada em outubro de 2005). Assim, a vegetação foi amostrada por 16 parcelas de 10x10 m e 80 subparcelas de 2x2 m (ver Capítulo 1, Fig.3).

A composição florística de plantas vasculares das áreas estudadas foi determinada identificando-se todas as espécies ocorrentes nas 16 parcelas de 10x10 m em sete períodos de observação entre dezembro de 2008 e maio de 2010 correspondendo a um, três, quatro, seis, oito, 12 e 18 meses após o incêndio ocorrido em novembro de 2008 (área queimada) e 38, 40, 41, 43, 45, 49 e 54 meses após o incêndio ocorrido em outubro de 2005 (área controle).

A importância dos tipos de regeneração foi medida pela proporção de indivíduos com crescimento a partir de rebroto ou semente e das formas de vida, assim como pelo incremento das coberturas das espécies regenerantes estimadas a partir da projeção vertical de todas as partes aéreas da espécie, sendo dada pela porcentagem no total da subparcela de 2x2 m. Os parâmetros levantados foram comparados com emprego de análises estatísticas como média e desvio padrão.

A estratégia de ocupação das espécies presentes nas subparcelas de 2x2m foi classificada em duas categorias: (1) Reboto: plantas com ramos desenvolvidos de órgãos perenes (inclui ramos desenvolvidos de gemas protegidas por bainhas foliares); (2) Sementes: indivíduos jovens e plântulas com sistemas radiculares pouco desenvolvido, sem presença de ramos queimados ou respectivas cicatrizes na base do caule e sem estruturas subterrâneas desenvolvidas (Neves & Conceição 2010). A distinção foi realizada pela observação em campo, escavando-se o solo com pá. As

formas de vida de Raunkiaer revisadas (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974) foram determinadas baseadas em literatura e em observações em campo.

O material botânico coletado foi herborizado e seco em estufa para inclusão no Herbário da Universidade Estadual de Feira de Santana (HUEFS). A identificação foi realizada por especialistas e por comparação com material do HUEFS, sendo adotado o sistema de classificação APG III (2009).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na área queimada de substrato arenoso (AQ) (Fig. 5 B) foram registradas 60 espécies durante 18 meses de observações (Tab.1). Desse total, sete (11,6%) rebrotaram, 37 (61,7%) cresceram via semente e 16 (26,7%) utilizaram as duas estratégias de crescimento. Nas parcelas queimadas de substrato rochoso (RQ) (Fig. 5 A) foram registradas 68 espécies, sendo que 15 (22,1%) rebrotaram, 36 (52,9%) cresceram via semente e 17 (25%) utilizaram as duas estratégias de reocupação.

Na área controle de substrato arenoso (AC) foram registradas 34 espécies, das quais duas (5,9%) rebrotaram, 20 (58,8%) cresceram via semente e 12 (35,3%) utilizaram as duas estratégias. Nas parcelas controle de substrato rochoso (RC) foram registradas 28 espécies, das quais 13 (46,5%) rebrotaram, cinco (17,8%) cresceram via sementes e 10 (35,6%) utilizaram as duas estratégias de reocupação.

Nas áreas queimadas, tanto em substrato arenoso como em substrato rochoso, o número (Fig. 1 A e C) e a cobertura (Fig. 1 B e D) das espécies que surgiram via semente aumentou nos primeiros três meses e tenderam a estabilidade nos meses subsequentes. No substrato arenoso (Fig. 1 B) a cobertura da vegetação que cresceu via semente é bem maior que a encontrada no substrato rochoso (Fig. 1 D). Já na área controle, é possível notar que no substrato arenoso (Fig. 2 A) há um número maior de espécies que utilizam esta estratégia que no de substrato rochoso (Fig. 2 C), embora a cobertura vegetal nas duas áreas tenha sido bastante pequena (Fig. 2 B e D).

A dinâmica das sementes no ecossistema é um elemento chave para sua regeneração (Oliveira 2007). O banco de sementes do solo tem grande importância no processo de regeneração de áreas perturbadas, uma vez que possui reservas de sementes viáveis (Velten & Garcia 2007) de espécies representantes da vegetação atual, espécies de etapas sucessionais anteriores e espécies que não tinham estado presente na área e

que fazem parte do potencial florístico devido a sua capacidade de dispersão (Leal Filho & Borges 1992). Entretanto, o potencial de regeneração da área através do banco de sementes pode ser afetado pela intensidade e frequência de eventos de fogo (Whelan 1995, Kennard *et al.* 2002), profundidade das sementes (Brinkman & Vieira 1971; Moore & Wein 1977) e umidade do solo (Whelan 1995).

Tabela 1. Lista de espécies ou morfoespécies amostradas nas parcelas de 10 x10 m durante 18 meses de observação em área campestre no município de Lençóis, Chapada Diamantina – Bahia, Brasil. Estratégia de ocupação (EST): semente (S), rebroto (R), semente/rebroto (S/R). Forma de vida (FV): caméfito (ca), criptófito (crip), hemicriptófito (hem), nanofanerófito (nan), terófito (tero). Parcelas: substrato arenoso (SA), substrato rochoso (SR).

Família/Espécie	EST	FV	SA	SR	Nome e nº do coletor
<b>AMARANTHACEAE</b>					
<i>Gomphrena mollis</i> Mart.	S	ca	X		Brito, JC 95
<i>Xerosiphon aphyllus</i> (Pohl.ex.Moq.) Pedersen	R	ca		X	Brito, JC 42
<b>AMARYLLIDACEAE</b>					
<i>Hyppastrum aulicum</i> (Ker-Gawler) Herb.	R	ca		X	Souza, JM 09
<b>APOCYNACEAE</b>					
<i>Mandevilla tenuifolia</i> ( J.C.Mikan ) Woodson	S	crip	X	X	Brito, JC 94
<i>Metastelma myrtifolium</i> Decne.	S	ca		X	Brito, JC 40
<b>ARACEAE</b>					
<i>Anthurium sp.</i>	R	ca		X	Brito, JC 164
<b>ARECACEAE</b>					
<i>Syagrus harleyi</i> S. F. Glassman	R	hem	X	X	Souza, JM 138
<b>ASTERACEAE</b>					
<i>Asteraceae sp.1</i>	R	nan	X		Brito, JC 139
<i>Asteraceae sp.2</i>	S	tero	X	X	Brito, JC 142
<i>Lasiolaena morii</i> R. M. King & H. Rob.	S	nan	X		Brito, JC 155
<i>Lepidaploa cotoneaster</i> (Willd. ex Spreng.) H.Rob.	S	nan		X	Brito, JC 101
<i>Paralychonophora bicolor</i> (DC.) McLeish	S	nan			
<i>Richterego discoidea</i> (Less.) Kuntze	S	crip	X	X	Brito, JC 64
<b>BEGONIACEAE</b>					
<i>Begonia grisea</i> A.DC.	R	nan		X	Souza, JM 19
<b>BIGNONIACEAE</b>					
<i>Jacaranda irwinii</i> A. Gentry	S/R	nan	X	X	Brito, JC 41
<b>BRASSICACEAE</b>					

<i>Brassicaceae sp.</i>	S	tero	X	X	Brito, JC 106
<b>BROMELIACEAE</b>					
<i>Cottendofia florida</i> Scult.f.	R	hem		X	Souza, JM ---
<i>Dyckia dissitiflora</i> Schult. & Schult.f.	R	hem		X	Souza, JM 139
<i>Orthophytum burle-marxii</i> L.B.Smich & Read	R	hem		X	Souza, JM 136
<i>Vriesea sp.</i>	R	hem		X	Souza, JM 137
<b>CACTACEAE</b>					
<i>Stephanocereus luetzelburgii</i> (Vaupel) N.P.Taylor & Eggli	R	ca		X	Souza, JM 17
<i>Portulaca werdernannii</i> Poelln.	S	tero		X	Brito, JC 109
<b>CAPPARACEAE</b>					
<i>Dactylaena microphylla</i> Eichler.	S	tero	X	X	Brito, JC 45
<i>Polygala sp.</i>	S	tero	X		Brito, JC 27
<b>CELASTRACEAE</b>					
<i>Maytenus opaca</i> Reiss	S	nan		X	Brito, JC 98
<i>Maytenus sp.</i>	S	nan			Brito, JC 161
<b>CLUSIACEAE</b>					
<i>Clusia obdeltifolia</i> Bittrich	S/R	nan		X	Brito, JC 173
<b>CONVOLVULACEAE</b>					
<i>Evolvulus jacobinus</i> Moric.	S	ca	X	X	Brito, JC 81
<i>Jacquemontia montana</i> (Moric.) Meisn.	S	ca	X	X	Brito, JC 116
<b>CYPERACEAE</b>					
<i>Abildgardia scirpoides</i> Nees	S	tero	X	X	Brito, JC 73
<i>Bulbostylis junciformis</i> (Kunth) C.B.	S	hem			Brito, JC 38
<i>Cyperus sp.</i>	S	hem			Brito, JC 138
<i>Cyperus subcastaneus</i> D.A.Simeson	S	hem			Brito, JC 110
<i>Eleocharis filiculmis</i> Kunth.	S	tero	X		Brito, JC 58
<i>Eleocharis sp.</i>	S	tero	X	X	Brito, JC 39
<i>Hypolytrum pulchrum</i> (Rudge)	R	hem			Brito, JC 171
<i>Lagenocarpus rigidus</i> Nees	R	hem	X	X	Souza, JM 08
<i>Rhynchosphora sp.</i>	S	hem			Brito, JC 54
<i>Rhynchosphora ridley</i> C.B.Claude	S	hem	X	X	Brito, JC 72
<i>Scleria scabra</i> Willd.					Brito, JC 172
<b>EUPHORBIACEAE</b>					
<i>Astraea lobata</i> (L.) Klotzsch	S	nan		X	Brito, JC 96
<i>Croton betulaster</i> Müll.Arg.	S	nan	X	X	Brito, JC 32
<i>Croton campestris</i> A. St.-Hil.	S	nan			Souza, JM 23
<i>Croton timandroides</i> (Didr.) Müll.Arg.	S	nan	X	X	Brito, JC 163
<i>Croton velutinus</i> Baill	S	nan	X	X	Brito, JC 162
<i>Manihot jacobinensis</i> Müll. Arg.	S	nan	X	X	Brito, JC 121
<i>Microstachys cf.heterodoxa</i> (Müll.Arg.) Esser	S	nan	X	X	Brito, JC 67
<i>Microstachys corniculata</i> (Vahl) Griseb.	S	nan	X		Brito, JC 137

**EURIOCAULACEAE**

<i>Actinocephalus ramosus</i> (Wikstr.) Sano	S/R	hem	X	X	Souza, JM 32
<i>Leiostrix schlechtendalii</i> (Korn.)Ruland	S	tero			Brito, JC 79
<i>Paepalanthus pulvinatus</i> RBr	S	tero	X		Brito, JC 128
<i>Syngonanthos gracilis</i> (Bang) Ruhlanot	S	tero	X	X	Brito, JC 57

**FABACEAE (LEGUMINOSAE)**

<i>Aeschynomene brevipes</i> Benth.	S	tero			Brito, JC 146
<i>Aeschynomene vogelii</i> Rudd	S	tero	X	X	Brito, JC 156
<i>Calliandra brevipes</i> Benth.	S/R	nan	X	X	Brito, JC 74
<i>Centrosema coriaceum</i> Benth.	S/R	ca		X	Brito, JC 141
<i>Chamaecrista mucronata</i> (Spreng.) H.S. Irwin & Barneby	S	nan	X	X	Brito, JC 157
<i>Chamaecrista repens</i> var. <i>multijuga</i> (Benth.)H.S.Irwin & Barneby	S	nan	X		Brito, JC 84
<i>Periandra mediterranea</i> (Vell.) Taub.	S/R	nan		X	Brito, JC 97
<i>Senna cana</i> (Nees & C. Mart.) H.S. Irwin & Barneby	R	nan	X	X	Brito, JC 158
<i>Stylosanthes scabra</i> J. Vogel	S	hem			Brito, JC 108
<i>Zornia flemmingioides</i> Moric.	S	ca	X	X	Brito, JC 150

**GENTIANACEAE**

<i>Curtia verticillaris</i> cf (Spreng.) Knobl.	S	tero	X	X	
---	---	------	---	---	--

**IRIDACEAE**

<i>Neumarica</i> sp. <i>Nov.</i>	R	crip			Brito, JC 29
<i>Trimezia juncifolia</i> (Klatt.) Benth & Hook	R	crip			Brito, JC 28

**LABIATAE**

<i>Eriope confusa</i> R.Harleyi	S	ca		X	Brito, JC 119
<i>Eriope sincorana</i> R. Harleyi	S	ca	X	X	Brito, JC 118

**LENTIBULARIACEAE**

<i>Utricularia</i> sp.	S	tero	X		Brito, JC 132
------------------------	---	------	---	--	---------------

**LOGANIACEAE**

<i>Spigelia pulchella</i> Mart.	S	ca	X		Brito, JC 76
---------------------------------	---	----	---	--	--------------

**LORANTHACEAE**

<i>Strutanthus</i> sp.	S	ca		X	Brito, JC 174
------------------------	---	----	--	---	---------------

**MALPIGHIACEAE**

<i>Byrsonima correifolia</i> A. Juss.	S/R	nan	X		Brito, JC 70
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Rich	S/R	nan		X	Brito, JC 120
<i>Byrsonima</i> sp.	S	nan		X	Brito, JC 165
<i>Byrsonima triopterifolia</i> A. Juss.	S/R	nan		X	Brito, JC 71
<i>Stiprophila pardio</i> A. Juss	S	nan	X	X	estéril
<i>Verruculosa glaucophylla</i> A. Juss	S/R	nan			Brito, JC 112

**MALVACEAE**

<i>Waltheria cinerescens</i> A.St.-Hil.	S	nan			Brito, JC 117
---	---	-----	--	--	---------------

**MELASTOMATACEAE**



<i>Marcetia taxifolia</i> (A.St.-Hil.) DC	S	nan	X	X	Brito, JC 56
<i>Marcetia velutina</i> Markgr.	S	nan			Brito, JC 154
<i>Tibouchina pereirae</i> Brade & Markgr.	S/R	nan		X	Brito, JC 82
<b>MYRTACEAE</b>					
<i>Myrcia rostrata</i> DC.	S/R	nan			Brito, JC 170
<i>Myrtaceae sp.</i>	S/R	nan			Brito, JC 169
<b>ORCHIDACEAE</b>					
<i>Acianthera ochreatea</i> (Lindl.) Pridgeon & M.W. Chase	R	ca		X	Brito, JC 99
<i>Cattleya elongata</i> Barb.Rodr.	R	ca		X	Brito, JC 107
<i>Cyrtopodium sp.</i>	R	ca		X	Souza, JM ---
<i>Encyclia alboxanthina</i> Fowlie	R	ca	X	X	Brito, JC 111
<i>Epidendrum orchidiflorum</i> Salzm. ex Lindl.	R	hem		X	Brito, JC 104
<i>Pelexia sp.</i>	R	crip.			Brito, JC 50
<i>Sobralia liliastrum</i> Lindl.	R	hem	X	X	Souza, JM 16
<b>PASSIFLORACEAE</b>					
<i>Periqueta sp.1</i>	S	tero		X	Brito, JC 148
<i>Periqueta sp.2</i>	S	tero			Brito, JC 93
<i>Turnera sp.</i>	S	Tero	X	X	Brito, JC 75
<b>PHILLANTHACEAE</b>					
<i>Phyllanthus choretroides</i> Müll. Arg.	S	ca	X		Brito, JC 159
<b>POACEAE</b>					
<i>Andropogon selloanus</i> Hack.	S/R	hem	X		Brito, JC 85
<i>Andropogon sp.1</i>	S/R	hem		X	Brito, JC183
<i>Andropogon sp.2</i>	S/R	hem			Brito, JC 89
<i>Andropogon sp.3</i>	S/R	hem			Brito, JC 143
<i>Anthenantia sp.</i>	S/R	hem	X		Brito, JC 48
<i>Aristida cf. torta</i> (Nees) Kunth	S/R	hem			Brito, JC 179
<i>Axonopus aureus</i> P. Beauv.	S/R	hem	X	X	Brito, JC 51
<i>Axonopus brasiliensis</i> (Spreng.) Kuhlm.	S/R	hem			Brito, JC 177
<i>Axonopus cf. niceus</i>	S/R	hem	X	X	Brito, JC 178
<i>Axonopus cf. compressus</i> (Sw.) Beauv.	S/R	hem	X	X	Brito, JC 46
<i>Axonopus sp.1</i>	S/R	hem	X	X	Brito, JC 182
<i>Axonopus sp.2</i>	S/R	hem	X	X	Brito, JC 36
<i>Dichantherium sp.</i>	S/R	hem	X	X	Brito, JC 86
<i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase	S/R	hem			Brito, JC 175
<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.	S	hem	X		
<i>Panicum cf. cyanescens</i> Nees	S	hem	X		Brito, JC 34
<i>Panicum trinii</i> Kunth.	S/R	hem	X	X	Brito, JC 184
<i>Paspalum cf. polyphyllum</i> Nees	S/R	hem			Brito, JC 47
<i>Paspalum sp.1</i>	S/R	hem			Brito, JC 181
<i>Paspalum sp.2</i>	S/R	hem			Brito, JC 147
<i>Poaceae sp.1</i>	S/R	hem	X	X	Brito, JC 138
<i>Trachypogon macroglossus</i> Trin.	S/R	hem	X	X	Brito, JC 176

<i>Trachypogon sp.1</i>	S/R	hem	X	X	Brito, JC 87
<i>Trachypogon sp.2</i>	S/R	hem			Brito, JC 180
<b>RUBIACEAE</b>					
<i>Declileuxia aspalathoides</i> Muell. Arg.	S	ca			Brito, JC 166
<i>Palicourea marcgravii</i> St.Hil.	S/R	nan			Brito, JC 151
<i>Rubiaceae sp.1</i>	S				Brito, JC 167
<i>Rubiaceae sp.2</i>	S	tero	X	X	Brito, JC 168
<b>SAPOTACEAE</b>					
<i>Pouteria andarahiensis</i> T.D. Penn.	S/R	nan			Brito, JC 100
<b>SOLANACEAE</b>					
<i>Schwenckia americana</i> L.	S	tero	X		Brito, JC 130
<i>Solanum buddleiifolium</i> Sendtn.	S	ca	X	X	Brito, JC 140
<b>VELLOZIACEAE</b>					
<i>Vellozia dasypus</i> Sombert	R	hem	X	X	Brito, JC 113
<b>VERBENACEAE</b>					
<i>Lippia rigida</i> Schauer.	S	nan			Brito, JC 102
<i>Stachytarpheta crassifolia</i> Schrad.	S	nan	X	X	Brito, JC 114
<b>XYRIDACEAE</b>					
<i>Xyris mello-barretoii</i> L.B.Sm.	S/R	hem	X		Brito, JC 55

Após a germinação, um grande número de plântulas aguarda a oportunidade de se desenvolver (Piña-Rodrigues 1990) e a condição pós-fogo pode apresentar algumas vantagens para elas, como espaço aberto, oferta de recursos (luz, temperatura e nutrientes) e menor número de predadores e competidores (Doubenmire 1968; Grime 1979; Christensen 1985; Heringer & Jacques 2001). Além disso, diversas espécies do estrato herbáceo-subarbustivo de vegetações campestres apresentam deiscência de frutos e dispersão de sementes logo após queimadas (Coutinho 1977). Isso sugere que o fogo pode facilitar a dispersão de sementes anemocóricas exatamente quando a superfície do terreno está totalmente livre de ramos e palha seca, que poderiam dificultar a ação dispersiva do vento sobre as sementes (Coutinho 1977; 1994).

O número das espécies que utilizaram a rebrota como estratégia de reocupação nas áreas queimadas tende a ser ligeiramente maior no substrato rochoso (Fig.1 C) que no substrato arenoso (Fig. 1 A), embora a área de cobertura ocupada por essas espécies tenha sido muito semelhante nos dois substratos (Fig.1 B e D).

Nas áreas controle é possível verificar uma nítida diferença entre o comportamento das espécies capazes de rebrotar nos dois tipos de substratos. Nas áreas

controle de substrato rochoso (Fig. 2 C e D), tanto o número como a área de cobertura das espécies rebrotadoras, são bem maiores que os valores encontrados nas áreas de substrato arenoso (Fig. 2 A e B).

A rápida rebrota nos meses subseqüentes à queima, ocorre, provavelmente, devido ao melhor aproveitamento dos nutrientes provenientes das cinzas, da baixa competição interespecífica por luz e regular precipitação pluvial (Cardoso *et al.* 2000) ocorridas no período pós fogo (ver Capítulo 1, Fig. 2).

Os órgãos de resistência das espécies apresentam-se como estruturas que muitas vezes ocupam grande parte do volume do substrato (Meirelles 1996), permitindo que os meristemas estivessem efetivamente abrigados, mesmo quando não houvesse substrato profundo, como ocorre nos afloramentos rochosos. Dessa maneira, essas espécies seriam capazes de rebrotar sob secas e queimadas consecutivas (Conceição *et al.* 2007).

A maior quantidade de espécies e de cobertura vegetal de plantas capazes de rebrotar nas áreas controle em substrato rochoso pode ser resultado da proteção fornecida pelas rochas aos danos causados pelo fogo. Devido às porções de superfície rochosa sem combustível, o fogo não atinge tanto as ilhas de vegetação presentes nos afloramentos rochosos como as áreas campestres com vegetação herbáceo-subarbusciva contínua (Conceição & Pirani 2005; Neves & Conceição 2010).

Com os meristemas protegidos e a severidade do incêndio menor, as espécies que rebrotam nos afloramentos rochosos poderiam utilizar menos energia para recuperar sua biomassa e por isso, o fariam mais rapidamente que as espécies presentes no substrato arenoso que, provavelmente, sofreriam muito mais com os danos causados pela queimada.

As plantas capazes de utilizar as duas estratégias de reocupação, crescimento via semente e rebroto, tiveram número de espécies semelhante nas áreas queimadas (Fig. 1 A e C) e controle (Fig. 2 A e C) e também nos dois tipos de substrato (Fig. 1 A e C; Fig. 2 A e C). Porém, a área de cobertura no substrato arenoso foi maior que nos afloramentos rochosos, tanto nas parcelas queimadas com nas parcelas controle (Fig 1 B e D; Fig. 2 B e D).

A predominância de hemicriptófitos é um atributo relacionado às fisionomias campestres (Meirelles 1996; Conceição & Giulietti 2002; Caiafa & Silva 2005; Conceição *et al.* 2007; Neves & Conceição 2010 ) e este padrão se repetiu no presente estudo. Esta forma de vida foi a que apresentou maior número de espécies e área de

cobertura em todas as áreas estudadas, tanto queimadas (Fig. 3) como controle (Fig. 4), assim como nos dois tipos de substrato. O número de espécies de hemicriptófitos é muito semelhante nas áreas estudadas (queimada e controle), a grande diferença aparece na área de cobertura das espécies presentes na área controle de substrato arenoso que apresenta vegetação mais campestre (Fig. 4 B).

Nas parcelas de substrato arenoso queimadas, o número de espécies (Fig. 3 A) e a área de cobertura (Fig. 3 B) dos caméfitos, nanofanerófitos e terófitos foram muito semelhantes entre si. Já nas parcelas de substrato rochosos (Fig. 3 C) o número de espécies de nanofanerófitos foi pouco maior que o no substrato arenoso, embora a área de cobertura nos dois substratos tenha sido bastante próxima (Fig 3 B e D). O número de espécies e a área de cobertura dos caméfitos foram muito semelhantes nas áreas queimadas e controle de substrato rochoso e arenoso. Nanofanerófitos e caméfitos apresentaram resultados similares nas parcelas controle (Fig. 4). Terófitos e criptófitos tiveram baixo número de espécies e cobertura nas parcelas controle de substrato arenoso e não foram registras no substrato rochoso.

Chapman & Crow (1981) afirmam que o sistema de classificação de formas de vida de Raunkiaer pode ser aplicado em caso de plantas que sofreram estresse pelo fogo e pode prever os efeitos desse fenômeno quando a queima é usada como manejo. Segundo estes autores, os criptófitos são as plantas menos afetadas pelo fogo, enquanto os caméfitos são mais sensíveis. Os hemicriptófitos, por sua vez, sofrem danos moderados, dependendo de como os brotos são protegidos.

Em estudos realizados na Chapada Diamantina (Conceição & Giulietti 2002; Conceição & Pirani 2005; Conceição *et al.* 2007; Neves & Conceição 2010) os hemicriptófitos apareceram como classe predominante. Caiafa & Silva (2005) afirmam que em regiões de alta variação térmica entre dia e noite, e sazonalidade bem marcada como nos campos de altitude e campos rupestres, os hemicriptófitos parece ser a forma de vida mais apropriada a estes ambientes, pois na estação seca suas gemas encontram-se protegidos ao nível do solo e/ou pelas escamas, folhas ou bainha das folhas já secas.

No afloramento rochoso de um campo de altitude estudado por Caiafa & Silva (2005), a classe mais abundante foi a dos hemicriptófitos, seguido pelos caméfitos, terófitos, nanofanerófitos e criptófitos. Diferindo dos resultados encontrados no presente estudo, que apresentou hemicriptófito como classe mais abundante seguido por nanofanerófito, caméfito, terófito e criptófito. No campo graminóide, Caiafa & Silva

(2005) encontraram igual predomínio de hemicriptófitos, nanofanerófitos e caméfitos, estando ausentes os criptófitos e terófitos o que contrasta com os resultados encontrados neste trabalho nas áreas de substrato arenoso que registrou predomínio de hemicriptófitos, porém, as demais formas de vida mostraram-se muito semelhantes em termos de números de espécies e de cobertura.

A resposta das formas de vida ao fogo corresponde ao grau de localização das gemas. A passagem do fogo foi constatada como fator ambiental beneficiador da forma de vida hemicriptófito em detrimento da caméfito e fanerófita em espectros biológicos específicos, conforme demonstrado por Meira Neto *et al.* (2005) em vegetação de muçunungas na Bahia. Os hemicriptófitos respondem favoravelmente ao fogo rebrotando vigorosamente, crescendo via rizoma, e/ou germinação de sementes (Chapman & Crow 1981).

O presente estudo revela que as espécies hemicriptófitas são mais comuns em ambientes perturbados pelo fogo independente do tipo de substrato. O número de espécies capazes de rebrotar é maior no substrato rochoso enquanto que espécies que surgem via semente, são mais comuns em substrato arenoso.

O número espécies que utiliza as duas estratégias de crescimento nos dois tipos de substratos queimados é bastante semelhante, apesar disso, ela apresenta-se como a estratégia de ocupação mais eficiente, pois apresenta maior área de cobertura uma vez que permanece no local previamente estabelecido (rebrote) e ocupa novas áreas abertas (semente).

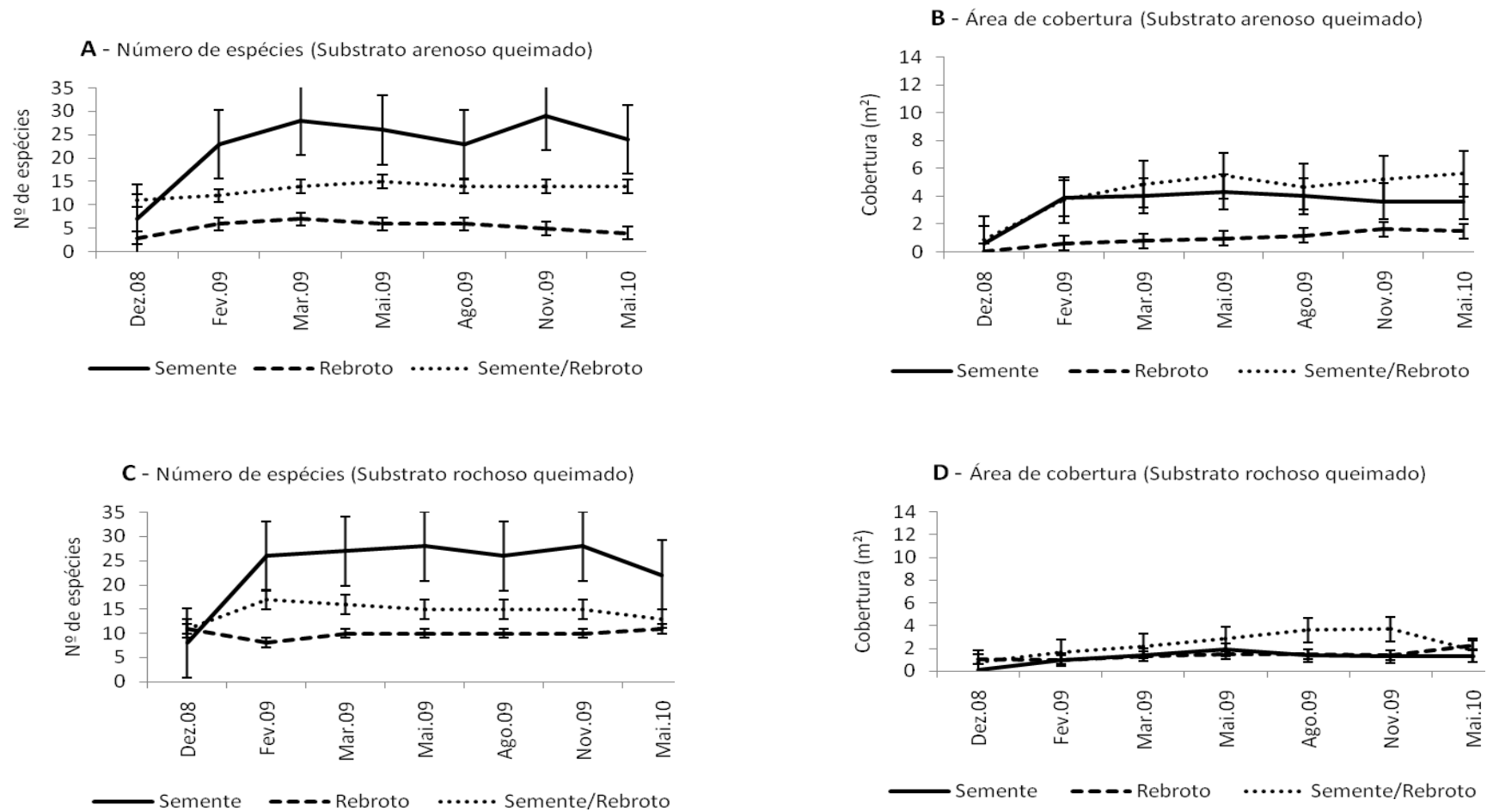


Figura 1. Gráficos do número de espécies (A e C) e área de cobertura (B e D) das estratégias de crescimento das plantas vasculares em área de campo rupestres queimada em novembro de 2008 na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: Substrato arenoso (A e B) e substrato rochoso (C e D).

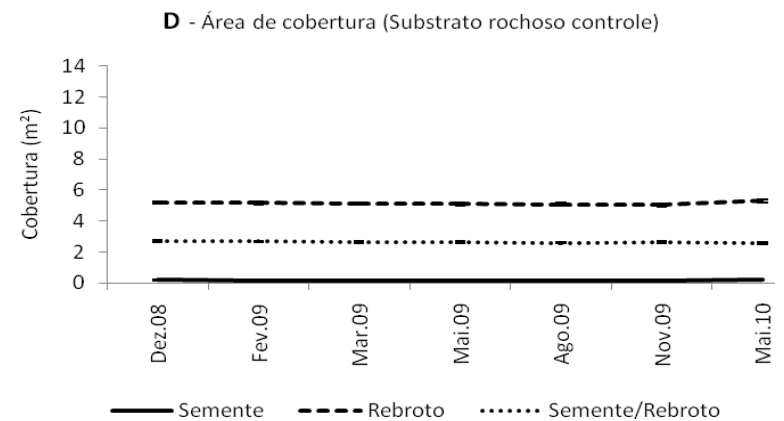
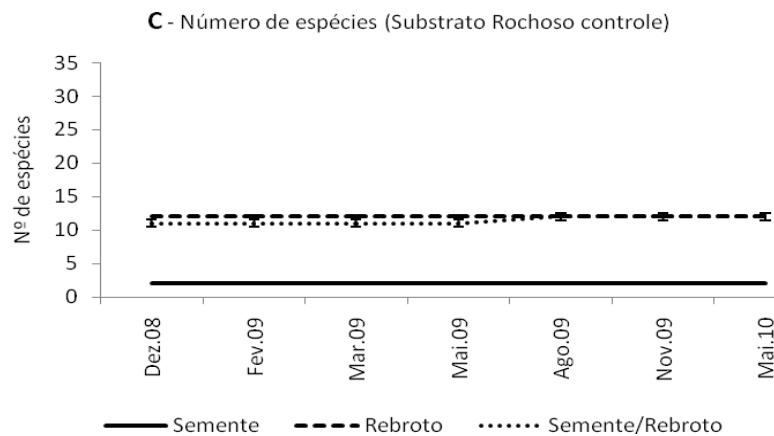
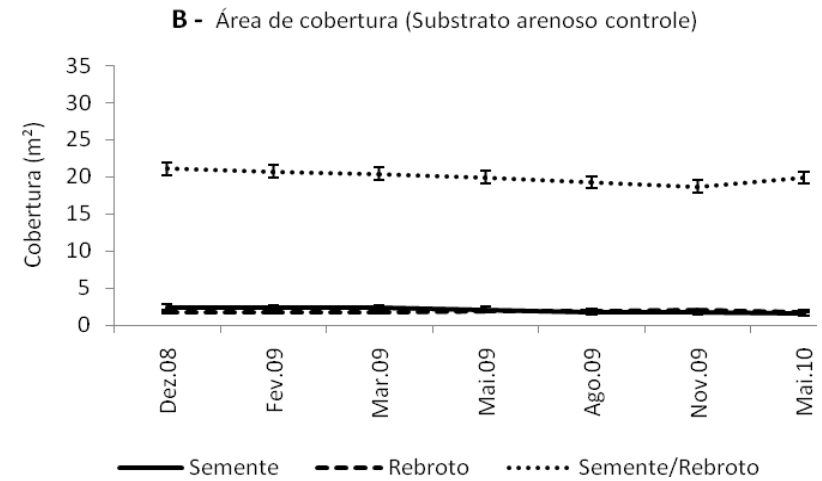
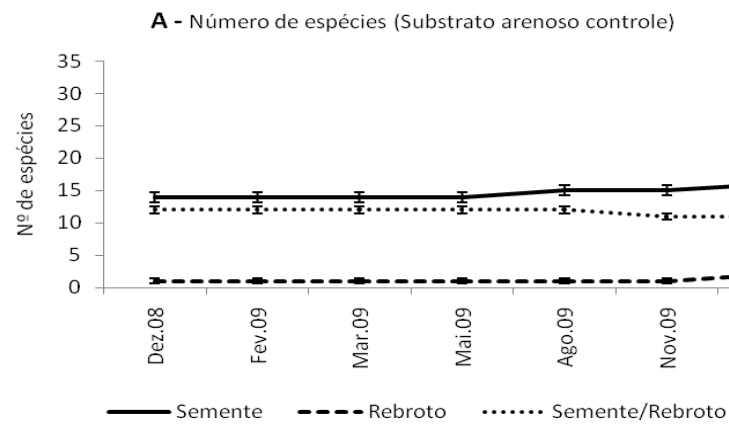


Figura 2. Gráficos do número de espécies (A e C) e área de cobertura (B e D) das estratégias de crescimento das plantas vasculares na área controle de campo rupestre (última queimada em outubro de 2005) na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: substrato arenoso (A e B) e substrato rochoso (C e D).

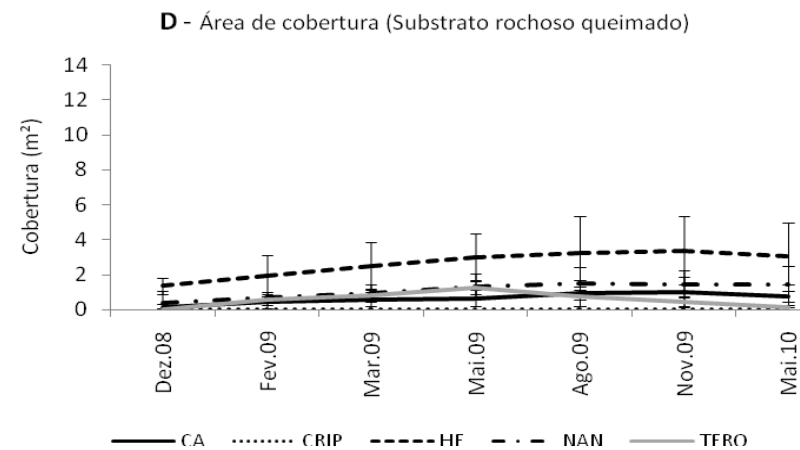
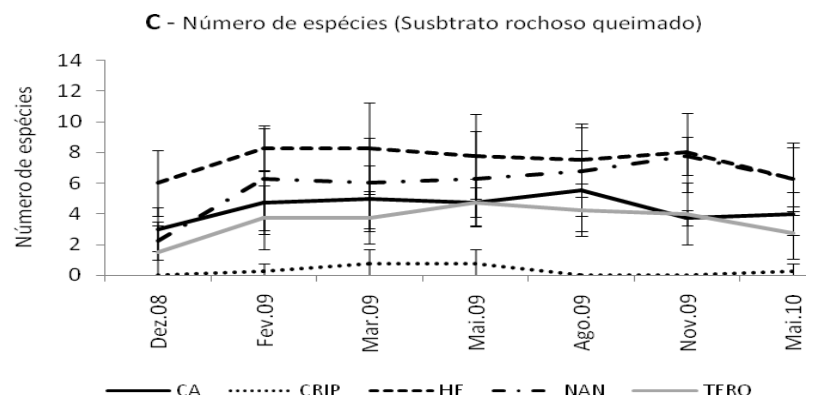
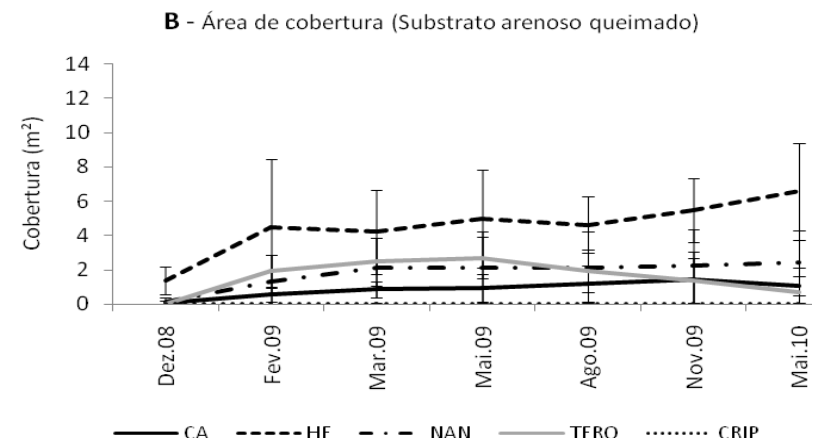
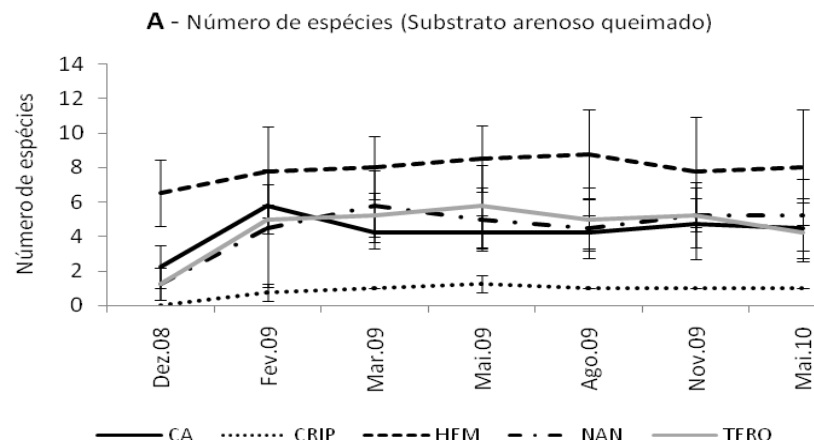


Figura 3. Gráficos do número de espécies (A e C) e área de cobertura (B e D) das formas de vida das plantas vasculares de uma área de campo rupestre queimada em novembro de 2008 na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: substrato arenoso (A e B) e substrato rochoso (C e D). CA – caméfito, CRIP – criptófito, HE – Hemicriptófito, NAN – nanofanerófito, TERO – terófito.



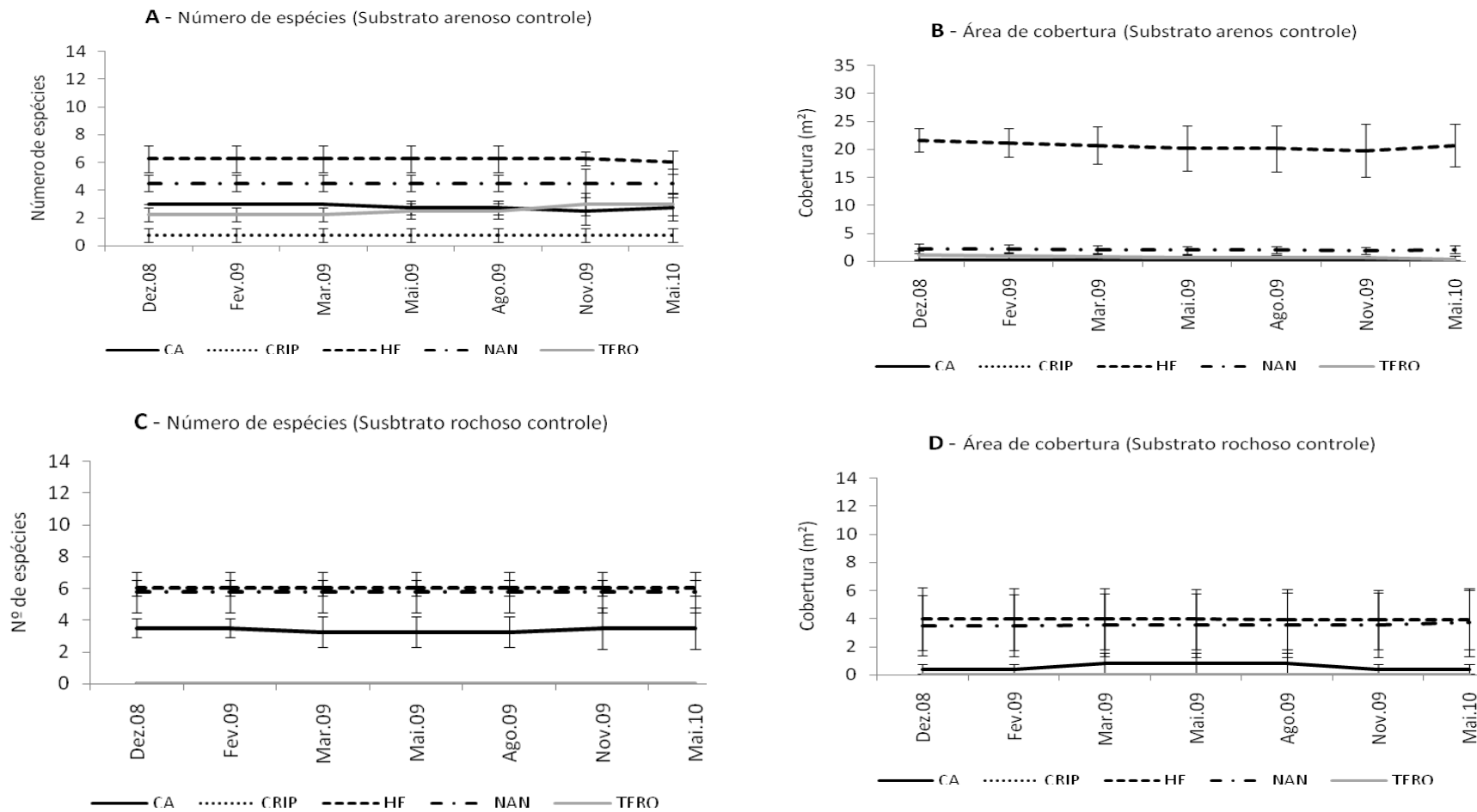


Figura 4. Gráficos do número de espécies (A e C) e área de cobertura (B e D) das formas de vida das plantas vasculares de uma área de campo rupestre queimado em outubro de 2005 (controle) na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: substrato arenoso (A e B) e substrato rochoso (C e D). CA – caméfito, CRIP – criptófito, HE – Hemicriptófito, NAN – nanofanerófito, TERO – terófito.

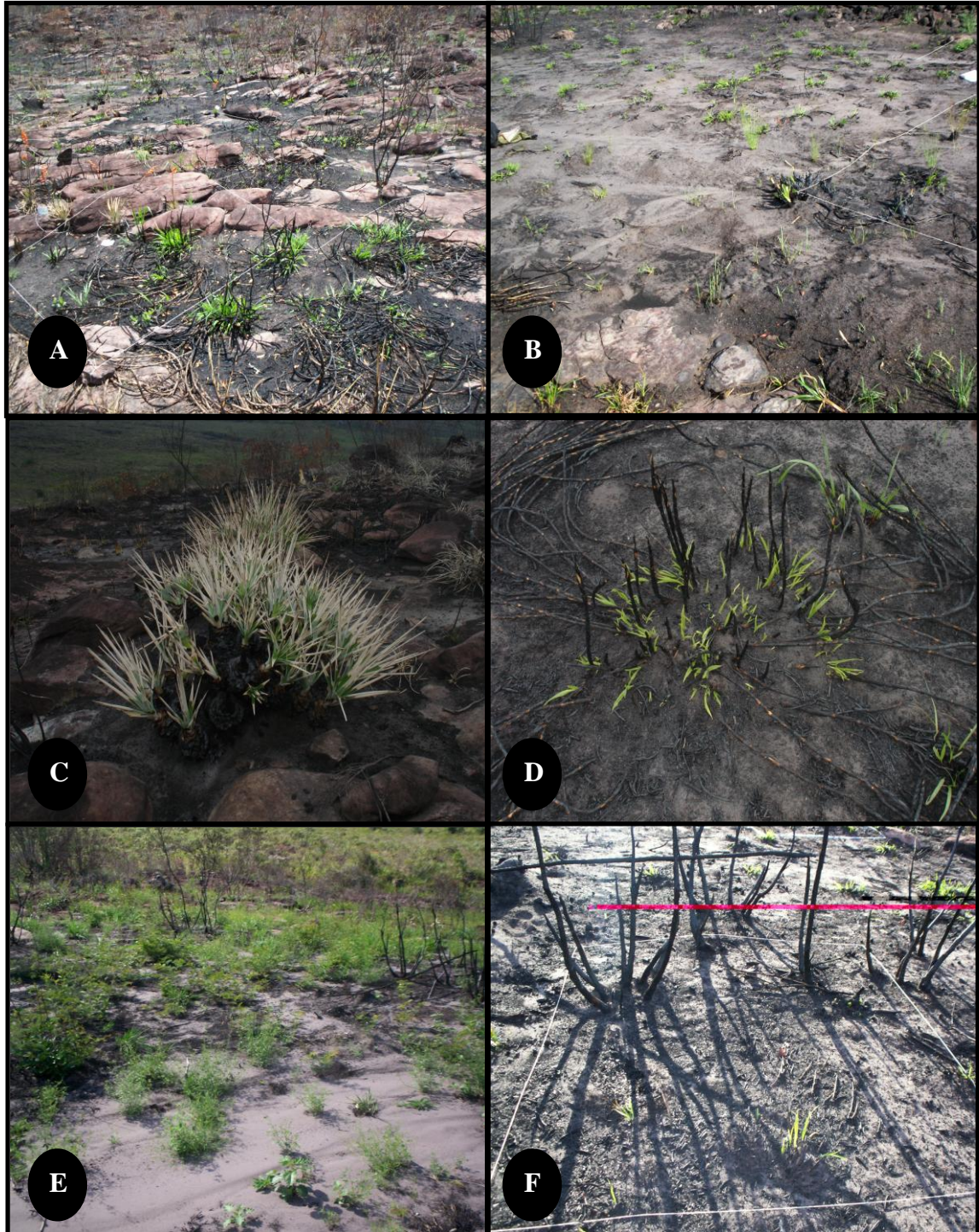


Figura 5 - Vegetação de campo rupestre atingida pelo fogo em novembro de 2008 no município de Lençóis, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. A. área com predomínio de substrato rochoso queimado (dezembro 2008 – um mês após o fogo). B. área com predomínio de substrato arenoso queimado (dezembro 2008). C. espécie resistente ao fogo (*Cottendofia florida*). D. *Panicum trinii* rebrotando - hemicriptópito (dezembro 2008). E. espécies crescendo via semente em substrato arenoso (fevereiro 2009 – três meses após o fogo). F. espécie de nanofanerófito (dezembro 2008).

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alves, RJV & Kolbek, J. 1993. Penumbral rock communities in campo rupestre sites in Brasil. *Journal of Vegetation Science* 4:357-366.

Andrade PM, Gontijo TA & Grandi TSM. 1986. Composição florística e aspectos estruturais de uma área de “campo rupestre” no Morro do Chapéu, Nova Lima, Minas Gerais. *Revista Brasileira de Botânica* 9: 13-21.

APG (Angiosperm Phylogeny Group) III. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161:105-121.

Bond, W.J., and B.W. van Wilgen. 1996. *Fire and Plants*. UK: Chapman and Hall. London. 263 p.

Brinkmann WLF & Vieira AN. 1971. The effect of burning on germination of seeds at different soil depths of various tree species. *Turrialba* 21: 77-82.

Caiafa NA & Silva AF. 2005. Composição florística e espectro biológico de um campo de altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia* 56: 163-173.

Cardoso EL, Crispim SA, Rodrigues CAG & Júnior WB. 2000. Composição e dinâmica da biomassa aérea após queimada em savana gramíneo-lenhosa no Pantanal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 35: 2309-2316.

Chapman RR & Crow GE. 1981. Application of Raunkiaer's life form system to plant species survival after fire. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 108: 472-478.

Conceição AA. 2000. Alerta para a conservação da biota na Chapada Diamantina. *Ciência Hoje* 27: 54-56.

Conceição AA & Giulietti AM. 2002. Composição florística e aspectos estruturais de campo rupestre em dois platôs do Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Hoehnea* 29: 37-48.

Conceição AA. 2003. *Ecologia da vegetação em afloramentos rochosos na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil*. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Conceição AA & Pirani JR. 2005. Delimitação de habitats em campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia: substratos, composição florística e aspectos estruturais. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 23: 85-111.

Conceição AA, Rapini A, Pirani JR, Giulietti AM, Harley R, Silva TRS, Funch R, Santos AKA, Correia C, Andrade IM, Costa JAS, Souza LRS, Andrade MJG, Freitas TA, Freitas AMM. & Oliveira AA. 2005. Campos rupestres. *In: Juncá FA, Funch L & Rocha W (eds.). Biodiversidade e Conservação da Chapada Diamantina. Biodiversidade 13/Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p. 153-180.*

Conceição AA, Giulietti AM, Meirelle ST. 2007. Ilhas de vegetação em afloramento de quartzito- artenito no Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Acta Botânica Brasílica* 21: 335-347.

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

Coutinho LM. 1982. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. *In: Huntley BJ & Walker BH (eds.). Ecology of Tropical Savannas. Springer Verlag, Berlin, p. 273-291.*

Coutinho LM. 1990. Fire in ecology of the Brazilian Cerrado. *In: Goldammer JG (ed.). Fire in the Tropical Biota – ecosystem processes and global challenges. Ecological Studies. v. 8. Springer Verlag, Berlin, p. 82-105.*

Coutinho LM. 1994. O uso do fogo em pastagens naturais brasileiras *In: Puignau JP (ed.). Utilización y manejo de pastizales. IICA – PROCISUR. Montevideo. 266p.*

Coutinho, LM; Miranda, HS & Moraes, HC. 2002. O Bioma do Cerrado e o Fogo: I – Caracterização. *Revista de Estudos Avançados da USP. Série Ciências Ambientais* 20: 1- 48.

Christensen NL. 1985. Shrubland fire regimes and their evolutionary consequences. *In: Pickett STA, White PS (eds.). The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic. London, p.85 -100.*

Daubenmire R. 1968. Ecology of fire in grasslands. *Advances in ecological research. v.5. London, p. 209-266.*

Giulietti AM, Menezes NL, Pirani JR, Meguro M & Wanderley MGL. 1987. Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: caracterização e lista de espécies. Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo 9: 1-151.

Giulietti AM & Pirani JR. 1988. Patterns of geographic distribution of some plant species from the distribution patterns (Vanzolini PE & Heyer WR, eds.) Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, p.39-69.

Giulietti AM, Queiroz LP & Harley RM. 1996. Vegetação e flora da Chapada Diamantina, Bahia. Anais 4ª reunião especial da SBPC, Feira de Santana, Bahia, p.144-156.

Giulietti AM, Pirani JR & Harley RM. 1997. Espinhaço Range Region, Eastern Brazil. *In*: Davis SD, Heywood VH, Herrera-Macbryde O, Villa-Lobos J & Hamilton AC (eds.). Centres of plant diversity. A guide and strategy for their conservation.v.3.The Americas. IUCN Publication Unity. Cambridge, p. 397-404.

Grime JP. 1979. Plant strategies and vegetation processes. John Wiley. Chichester. 203p.

Grime JP & Campbell BD. 1991. Growth rate, habitat productivity and plant strategy as predictors of stress response. *In*: Mooney HA, Winner WE, Pell EJC (eds.). Response of plants to multiple stress. Academic. London, p. 143-159.

Gurevitch J, Scheiner SM & Gordon F. 2009. Ecologia vegetal. 2.ed. Artmed. Porto Alegre. 592p.

Harley RM & Simmons NA. 1986. Florula of Mucugê, Chapada Diamantina, Brazil (BL Stannard, ed.). Kew: Royal Botanic Gardens.

Harley RM. 1995. Introducion. *In*: BL Stannar (ed.) Flora of the Pico das Almas, Chapada Diamantina, Brazil. Kew: Royal Botanic Gardens, p. 1-42.

Heringer I & Jacques AVA. 2001. Adaptação das plantas ao fogo: Enfoque na transição floresta-campo. Ciência Rural 31: 1085-1090.

Leal Filho N & Borges EEL. 1992. Influência da temperatura e da luz na germinação de sementes de canudo pito (*Mabea fistulifera* Mart.). Revista Brasileira de Sementes, v.4, p.57-60.



Luke RH & McArthur AG. 1978. Bushfire in Australia. Australian Government Publishing Service. Canberra. 359p.

Kennard DK, Gould K, Putz FE, Fredericksen TS & Morales F. 2002. Effects of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 162: 197-208.

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

Meira Neto JAA, Souza AL, Lana JM & Valente GE. 2005. Composição florística, espectro biológico e fitofisionomia da vegetação de muçununga nos municípios de Caravelas e Mucuri, Bahia. *Revista Árvores* 29: 139 – 150.

Meguro M, Pirani JR, Giuletta AM & Mello-Silva R. 1994. Phytophysionomy and composition of the vegetation of Serra do Ambrósio, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 17: 149-166

Meirelles ST. 1996. Estrutura da comunidade e características funcionais dos componentes da vegetação de um afloramento rochoso. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.

Miranda HS & Sato MN. 2006. Efeitos do fogo na vegetação lenhosa do cerrado. *In*: Scariot A, Souza-Silva JC & Felfili JM (Org.). Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p.95-103.

Moore JM & Wein RW. 1977. Viable seed populations by soil depth and potential site recolonization after disturbance. *Canadian Journal of Botany* 55: 2408-2412.

Mueller-Dombois & Ellenberg H. 1974. *Aims and Methods of Ecology*. John Wiley and Sons, New York. 547p.

Neves SPS & Conceição AA. 2010. Campo rupestre recém-queimado na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: plantas de rebrota e semente, com espécies endêmicas na rocha. *Acta Botânica. Brasília* 24: 697-707.

Nimer, E.1989. *Climatologia do Brasil*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2. ed. IBGE. Rio de Janeiro. 421p.

Oliveira SF. 2007. Comparação do banco de sementes do solo de três fitofisionomias do Bioma Cerrado em áreas perturbadas. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.

Pereira AMC. 1994. Estrutura das comunidades vegetais de afloramentos rochosos dos campos rupestres do Parque Nacional da Serra do Cipó, MG. Dissertação de mestrado, Unversidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Piña-Rodrigues FCM, Costa L &, Reis A. 1990. Estratégias de estabelecimento de espécies arbóreas e manejo de florestas tropicais. *In: 6º Congresso Florestal Brasileiro, Campos do Jordão: Sociedade Brasileira de Silvicultura, p. 676-684.*

Pinto GC, Bautista HP & Lima JC. 1990. A Chapada Diamantina, sua fitofisionomia e peculiaridades florísticas Anais do XXXV Congresso Nacional de Botânica, Manaus, p.256-295.

Pirani JR, Giuletta AM, Mello-Silva R & Meguro M. 1994. Checklist and patterns of geographic distribution of the vegetation of Serra do Ambrósio, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica 17: 133-147.*

Pirani JR. 2003. Vegetação campestre da Cadeia do Espinhaço, MG e BA: origem, estrutura e diversidade. *In: Desafios da botânica no novo milênio: inventário, sistematização e conservação da diversidade vegetal. 54º Congresso Nacional de botânica Belém, p.175-177.*

Ramos DE. 1990. O efeito de queima sobre a vegetação lenhosa do cerrado. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

Ramo-Neto MB & Pivello VR. 2000. Lighting fire in Brazilian Savanna National Park: rethinking management strategies. *Environmental Management 26: 675-684.*

Rapini A, Ribeiro PL, Lambert S & Pirani JR. 2008. A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade. 4: 15-23.*

Risser PG. 1990. Landscape processes and the vegetation of North American Grassland. *In: Collins SL & Wallace LL (Ed.). Fire in North American tallgrass prairies. University of Oklahoma. Norman, p. 133-146.*

Rocha e Silva EP. 1999. Efeito do regime de queima na taxa de mortalidade da vegetação lenhosa de campo sujo de cerrado. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

Sato MN. 1996. Taxa de mortalidade da vegetação lenhosa do cerrado submetida a diferentes regimes de queima. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil..

Sato MN. 2003. Efeito a longo prazo de queimadas na estrutura da comunidade de lenhosas da vegetação de cerrado *sensu stricto*. Tese de doutorado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

Sato MN, Guarda AA & Miranda HS. 1998. Effects of fire on the mortality of Woody vegetation in Central Brazil. *In: Viegas DX (ed.). Proceedings of the 14<sup>th</sup> Conference on Fire and Forest Methodology. Vol II. ADAI, University of Coimbra, Portugal, p.1777-1783.*

Steuter AA & McPherson GR.1995. Fire as physical stress. *In: Bedunah DJ, Sosebee RE. Wildland plants physiological ecology and developmental morphology. Society for Range Management. Denver, p. 550-579.*

Souza MHA de O & Soares JJ. 1983. Brotamento de espécies arbustivas e arbóreas posteriormente a uma queimada. *In.: Anais do 3º Seminário Regional de Ecologia. UFSCar. São Carlos, p. 263-275.*

Velten SB & Garcia QS. 2007. Variation between three *Eremanthus* (Asteraceae) specie in their abitaty form a seed bank. *Revista Brasileira de Botânica* 30: 713-719.

Vitta FA. 1995. Composição florística e ecologia de comunidades campestres na Serra do Cipó, Minas Gerais. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Whelan RJ. 1995. The ecology of fire. Cambridge University Press. 343p.



## CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Apesar das alterações constatadas, dezoito meses após a queimada ocorrida em novembro de 2008, à área de campo rupestre atingida pelo fogo apresentou composição de famílias e estrutura semelhantes às da vegetação da área controle. Assim, a estrutura da comunidade de campo rupestre apresentou tendência à manutenção da composição florística e da estrutura um ano e meio após a queimada. A queda na área de cobertura das espécies que cresceram via semente e a rebrota da maioria das espécies predominantes na área podem ser possíveis explicações para tal resultado.
- A ampla literatura sobre fogo em formações campestres e savânicas revela a dificuldade de estabelecer padrões de regeneração, pois as respostas são variadas a depender de características intrínsecas, tanto ao fogo como a vegetação. Entretanto, foi possível constatar que o número de espécies e a altura média da vegetação na área queimada aumentam progressivamente e de forma semelhante nos dois tipos de substrato, porém, dezoito meses não foram suficientes para restabelecer a área de cobertura em vegetação de campo rupestre uma vez que nas áreas de substrato arenoso houve a regeneração de apenas 46% da vegetação em relação ao controle e na área de afloramento rochoso 67%.
- As espécies hem criptófitas graminóides são mais comuns em ambientes perturbados pelo fogo independente do tipo de substrato. O número de espécies capazes de rebrotar é maior no substrato rochoso enquanto que espécies que surgem via semente, são mais comuns em substrato arenoso. Entretanto, as espécies que utilizam as duas estratégias de crescimento apresentaram maior área de cobertura ao longo do estudo nos dois tipos de substratos queimados mostrando que esta é a estratégia de ocupação mais eficiente, uma vez que permanece no local previamente estabelecido (rebrote) e ocupa novas áreas abertas (semente).
- Este estudo aborda temas que deve ser considerados para questões ligadas à conservação da vegetação em campos rupestres como o tamanho das áreas e as diversidades florísticas e de habitats, bem como sua organização espacial e dinâmica.

- 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.

RESUMO GERAL (Efeitos do Fogo sobre a vegetação em uma área de campo rupestre na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil) O fogo é 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. A elevada frequência de fogo na Chapada Diamantina é preocupante por se tratar de um importante centro de diversidade de montanhas do Brasil, com elevado número de espécies de plantas endêmicas. O presente estudo teve por objetivo detectar alterações florísticas e estruturais decorrentes de queimada em comunidade vegetal campestre e detectar padrões de recobrimento da vegetação em substratos rochoso e arenoso. Foi estudada uma área de campo rupestre queimada em novembro de 2008 ( $12^{\circ}27'50,9'' - 12^{\circ}27'52,5''\text{S}$  e  $41^{\circ}25'50,7'' - 41^{\circ}26'02,6''\text{W}$ ), localizada na APA Marimbus-Iraquara, e outra área utilizada como controle, com última queimada em outubro de 2005 ( $12^{\circ}28'00,5'' - 12^{\circ}28'01,4''\text{S}$  e  $41^{\circ}26'03,8'' - 41^{\circ}26'05,1''\text{W}$ ), localizada no Parque Nacional da Chapada Diamantina. Foram sorteadas 16 unidades de 10x10m divididas em subunidades de 2x2m, a partir das quais os percentuais de cobertura e altura das espécies foram estimados. A importância dos tipos de regeneração foi medida pela proporção de indivíduos com crescimento a partir de rebroto ou semente e das formas de vida de Raunkiaer. Foram relacionadas 128 espécies, incluídas em 92 gêneros e 40 famílias, sendo que 45% das famílias foram representadas por apenas uma espécie. Das espécies registradas no levantamento florístico, 83 ocorreram nas áreas queimadas e 56 nas áreas controle. As famílias com maior porcentagem de cobertura nas áreas queimadas de substrato rochoso foram Poaceae, Leguminosae e Bromeliaceae, enquanto que nas áreas de substrato arenoso foram Poaceae, Leguminosae e Cyperaceae. Apesar das alterações constatadas, dezoito meses após a queimada ocorrida em novembro de 2008, a área de campo rupestre atingida pelo fogo apresentou composição de famílias e estrutura semelhantes às da vegetação da área controle. A redução na área de cobertura das espécies que cresceram via semente, que não conseguiram se estabelecer após a queimada, e a rebrota da maioria das espécies predominantes na área podem ser possíveis explicações para tal resultado. Foi possível constatar que o número de espécies e a altura média da vegetação na área queimada aumentam progressivamente e de forma semelhante nos dois tipos de substrato, porém, dezoito meses não foram suficientes para restabelecer a área de cobertura em vegetação de campo rupestre, uma vez que nas áreas de substrato arenoso houve a regeneração de apenas 46% da vegetação em relação ao controle, enquanto na área de afloramento rochoso essa regeneração foi de 67%. As espécies hemicriptófitas são mais comuns em ambientes perturbados pelo fogo, independente do tipo de substrato. O número de espécies capazes de rebrotar é maior no substrato rochoso, enquanto que espécies que surgem via semente, são mais comuns em substrato arenoso. Entretanto, as espécies que utilizam as duas estratégias de crescimento apresentaram maior área de cobertura ao longo do estudo nos dois tipos de substratos queimados, mostrando que esta é a estratégia de ocupação mais eficiente, uma vez que permanece no local previamente estabelecido (rebroto) e ocupa novas áreas abertas (semente).

GENERAL ABSTRACT (Effects of fire on vegetation in an area of rocky fields in the Chapada Diamantina, Bahia, Brazil) The fire is considered one of the factors determining the structure and composition of grasslands and tropical savannas, exerting great influence on their faces and compositions floristics. The high frequency of fire in the Chapada Diamantina is worrying because it is an important center of diversity of mountains in Brazil, with high numbers of endemic plants. This study aimed to detect changes resulting from the floristic and structural vegetation burned in rural community and to detect patterns of vegetation cover over the rocky and sandy substrates. It was studied an area of rocky fields burned in November 2008 (12 ° 27'50, 9 " - 12 ° 27'52, 5" S and 41 ° 25'50, 7 " - 41 ° 26'02, 6" W) APA-Marimbus located in Iraq, and another area used as a control, with last burned in October 2005 (12 ° 28'00, 5 " - 12 ° 28'01, 4" S and 41 ° 26'03, 8 " - 41 ° 26'05 .1 "W) located in the Chapada Diamantina National Park. We randomly selected 16 units divided into subunits 10x10m 2x2m, from which the percentage of coverage and height of the species were estimated. The importance of the types of regeneration was measured by the proportion of individuals with growth or regrowth from seed and forms of life Raunkiaer. Were related to 128 species in 92 genera and 40 families, with 45% of families were represented by only one species. Of the species recorded in the floristic survey, 83 occurred in the burned areas and 56 control areas. Families with higher coverage in the burned areas of bedrock were Poaceae, Leguminosae and Bromeliaceae, whereas in areas of sandy substrate were Poaceae, Leguminosae and Cyperaceae. Despite the changes observed, eighteen months after the fire occurred in November 2008, the field area affected by fire showed rock composition and structure of families similar to the area of vegetation control. The reduction in range of species that have grown by seed, which could not be established after the fire, and regrowth of most predominant species in the area may be possible explanations for this result. It was found that the number of species and average height of vegetation in the burned area increased progressively and similarly in both types of substrate, but eighteen months was not sufficient to restore the coverage area of vegetation in rocky fields, since areas of sandy soil regeneration was only 46% of the vegetation in the control, while in the area of rock outcrop that regeneration was 67%. Hemicryptophyte species are more common on disturbed by fire, regardless of the substrate. The number of species able to resprout is higher in the bedrock, whereas species that appear to seeds, are most common on sandy soil. However, species that use the two strategies of growth showed a larger area of coverage throughout the study in both types of burned substrates, showing that this is the most efficient strategy of occupation, as it stays in place previously established (regrowth) and occupies open new areas (seed).