

Heloisa Sinátora Miranda
Organizadora

Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: Resultados do Projeto Fogo



**Centro Nacional de Prevenção e
Combate aos Incêndios Florestais**



**Efeitos do regime de fogo sobre a
estrutura de comunidades de Cerrado:
Projeto Fogo**

Ministério do Meio Ambiente

Izabella Teixeira

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

Abelardo Bayma Azevedo

Diretoria de Proteção Ambiental

Luciano de Meneses Evaristo

Centro Nacional de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais

José Carlos Mendes de Moraes

Ministério do Meio Ambiente
Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
Centro Nacional de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais

Efeitos do regime de fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: Projeto Fogo

Heloisa Sinátora Miranda
Organizadora



Brasília
2010

Edição

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – Ibama

Centro Nacional de Informação Ambiental – Cnia

SCEN, Trecho 2, Edifício-Sede do Ibama

CEP: 70818-900 – Brasília, DF

Telefone: (61) 3316-1294

Fax: (61) 3307-1987

<http://www.ibama.gov.br>

Planejamento, Orçamento e Logística

Edmundo Soares do Nascimento Filho

Chefe do Cnia

Jorditânia Souto Santos

Revisão

Maria José Teixeira

Ana Célia Luli

Normalização Bibliográfica

Helionidia Carvalho de Oliveira

Capa

Carlos José e Paulo Luna

Diagramação

Carlos José

Catálogo na Fonte

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

E27 Efeitos do regime de fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: Projeto Fogo
Heloisa Sinátora Miranda, organizadora. – Brasília: Ibama, 2010.
144p. : il. color. ; 29 cm.

Bibliografia

ISBN 978-85-7300-305-5

1. Fogo. 2. Incêndio Florestal. 3. Prevenção e controle. 4. Cerrado. I. Miranda, Heloisa Sinátora. II. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. III. Centro Nacional de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais – Prevfogo. IV. Título.

CDU(2.ed.)630.43

Autores

Alexandre de Siqueira Pinto

Departamento de Ecologia
Instituto de Ciências Biológicas
Universidade de Brasília
Brasília, DF
alexandresp@unb.br

Aryanne Gonçalves Amaral

Instituto da Biodiversidade e Desenvolvimento
Sustentável do Oeste da Bahia
Programa de Áreas Protegidas
Barreiras - BA
aryanne_amaral@yahoo.com.br

Beatriz Moreira de Castro Neves

Departamento de Ecologia
Instituto de Ciências Biológicas
Universidade de Brasília
Brasília, DF
bia.castroneves@gmail.com

Braulio Ferreira de Sousa Dias

Secretaria de Biodiversidade e Florestas
Ministério do Meio Ambiente
braulio.dias@mma.gov.br

Bruno Machado Teles Walter

Embrapa Recursos Genéticos
Brasília, DF
bwalter@cenargen.embrapa.br

Cássia Beatriz Rodrigues Munhoz

Universidade de Brasília
Campus de Planaltina (FUP)
Planaltina, DF
cassiamunhoz@unb.br

Jair Max Fortunato Maia

Curso de Biologia
Escola Normal Superior
Universidade do Estado do Amazonas
Manaus, AM
jairmaia@gmail.com

José Felipe Ribeiro

Embrapa-Sede
Brasília, DF
felipe.ribeiro@embrapa.br

Helena Castanheira de Moraes

Departamento de Ecologia
Instituto de Ciências Biológicas
Universidade de Brasília
Brasília, DF
moraes@unb.br

Heloisa Sinátora Miranda

Departamento de Ecologia
Instituto de Ciências Biológicas
Universidade de Brasília
Brasília, DF
hmiranda@unb.br

Ivone Rezende Diniz

Departamento de Zoologia
Instituto de Ciências Biológicas,
Universidade de Brasília
Brasília, DF
irdiniz@unb.br

Margarete Naomi Sato

Departamento de Ecologia
Instituto de Ciências Biológicas
Universidade de Brasília
Brasília, DF
nsato@unb.br

Luciana Aparecida Zago de Andrade

Centro de Monitoramento Ambiental
Brasília, DF
luzago28@yahoo.com.br

Mercedes Maria da Cunha Bustamante

Departamento de Ecologia
Instituto de Ciências Biológicas
Universidade de Brasília
Brasília, DF
mercedes@unb.br

Philip J. Riggan

USDA Forest Service
Forest Fire Laboratory
4955 Canyon Crest Drive
Riverside, California 92507 USA
priggan@fs.fed.us

Raimundo Paulo Barros Henriques

Departamento de Ecologia
Instituto de Ciências Biológicas
Universidade de Brasília
Brasília, DF
henriq@unb.br

Robert G. Tissell

USDA Forest Service
Forest Fire Laboratory
4955 Canyon Crest Drive
Riverside, California 92507 USA
rgtissell@fs.fed.us

Robert N. Lockwood

USDA Forest Service
Forest Fire Laboratory
4955 Canyon Crest Drive
Riverside, California 92507 USA
rnlockwood@fs.fed.us

Walter Nascimento Neto

Departamento de Ecologia
Instituto de Ciências Biológicas
Universidade de Brasília
Brasília, DF
wnetobr@yahoo.com.br

Apresentação

Queimadas e incêndios florestais não constituem um problema novo pois já preocupavam o governo e a sociedade brasileira desde o início do século XVII, como o demonstra o primeiro código florestal brasileiro, o “Regimento sobre o Pao-Brazil”, instituído em 12 de dezembro de 1605, que proibia colocar fogo nas matas com pau-brasil, competindo ao provedor-mor punir os incendiários. Em março de 1609 foi editado o “Regimento da Relação e Casa do Brazil”, primeiro tribunal brasileiro, instalado em Salvador, que determinava, entre outras coisas, a proibição da queima das lenhas nas roças, para evitar a falta de lenha e madeira. O “Regimento da Relação do Rio de Janeiro”, de 13 de outubro de 1751, tribunal da porção meridional do país, determinava também cuidados para evitar as queimadas das lenhas.

Uma carta régia de março de 1796 criou o cargo de “juiz conservador das mattas”, que tinha as funções de decidir sobre as melhores técnicas de utilização das florestas e de policiar e punir o mau uso das florestas. A Lei das Terras, Lei nº 601 de 1850, punia os danos causados pela derrubada de matas e queimadas com multa e prisão, atribuindo aos delegados de polícia seu cumprimento.

O antigo Código Florestal, instituído pelo Decreto nº 23.793 de 23 de janeiro de 1934, proibia colocar fogo nos campos, no processo de preparação de lavouras ou de formação de pastagens, sem autorização prévia da autoridade florestal e observância de cautelas necessárias: abertura de aceiros, aleiramento da lenha e aviso-prévio aos proprietários confinantes. Proibia, também, acender fogo dentro das matas e soltar balões, e outros artefatos que pudessem provocar incêndio nos campos e florestas, e definia como crime, sujeito à prisão e multa, colocar fogo em florestas de domínio público ou privado. Previa, ainda, que competia ao funcionário florestal, em caso de incêndios florestais, requisitar meios materiais e convocar os homens válidos para o combate ao fogo, prevendo prisão e multa aos que recusassem auxílio.

O atual Código Florestal, estabelecido pela Lei nº 4.771 de 15 de setembro de 1965, manteve as mesmas proibições constantes no antigo código. Considera contravenção penal fazer fogo em florestas e demais formas de vegetação, sem tomar as precauções adequadas. O uso do fogo nas florestas e demais formas de vegetação é proibido, exceto quando peculiaridades locais ou regionais justifiquem seu emprego em práticas agropastoris e florestais, exigindo, nesses casos, permissão do Poder Público. O Decreto nº 84.017, de 21 de setembro de 1979, que regulamenta os parques nacionais, proíbe a prática de atos que possam provocar incêndio nos parques, mas prevê que o fogo pode ser utilizado como técnica de manejo quando indicado pelo plano de manejo do parque. A Resolução do CONAMA nº 11/88, de 14 de dezembro de 1988, regulamenta o uso do fogo como instrumento de manejo em unidades de conservação e entorno.

Entretanto, apesar desse longo histórico de preocupação com o fogo florestal e rural no Brasil, foi apenas na década de 1980 que a questão passou para o centro das atenções do público

nacional e internacional, graças à maior conscientização ecológica da sociedade. Os grandes incêndios em unidades de conservação do IBAMA em 1982, 1985 e 1988, anos secos em relação aos demais, com imagens que invadiram as telas das televisões e ganharam as manchetes dos jornais, e as impressionantes imagens de satélite que pela primeira vez permitiram ao INPE dimensionar a quantidade de queimadas e incêndios florestais, provocaram enxurradas de protestos, dentro e fora do país. Concorreu, também, para a maior preocupação com os incêndios e queimadas, a constatação do aumento de concentração de gás carbônico na atmosfera, originado da queima de combustíveis fósseis e de biomassa que provoca efeito estufa com potenciais catastróficas consequências para todo o globo. Essa preocupação resultou, em nível internacional, na Convenção de Mudanças Climáticas assinada na Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e Desenvolvimento - UNCED (RIO-92). No final da década de 1980, foi criado no Brasil o Sistema Nacional de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais - PREVFOGO, sob a coordenação do IBAMA, complementado por iniciativas estaduais como a Operação Mata Fogo, em São Paulo.

Este era o quadro, no final dos anos de 1980, quando o Projeto Fogo foi concebido e iniciado, visando esclarecer e quantificar os impactos do fogo em ecossistemas de Cerrado.

A prevalência do fogo como agente ecológico nos cerrados foi constatada pelos naturalistas viajantes nas primeiras décadas do século XIX. Em 1824, Auguste de Saint Hilaire registrou a indução de grandes floradas provocadas pelas queimadas, enquanto Peter Lund, em 1837, chamou a atenção para a destruição de árvores pelo fogo, e propôs que a origem dos campos cerrados seria devida ao fogo.

Eugênio Warming foi o primeiro ecólogo a estudar em detalhe os impactos do fogo no Cerrado, observando os efeitos na estrutura e na dinâmica do estrato arbóreo (indução de tortuosidade e morte), descrevendo as estruturas e estratégias de resistência ao fogo, e estudando seus impactos na indução de floradas em mais de 70 espécies de plantas. Tanto Warming quanto Lund trabalharam na região de Lagoa Santa, no interior de Minas Gerais.

Felix Rawitscher e seus alunos Mercedes Rachid-Edwards e Mário G. Ferri, na década de 1940, na Universidade de São Paulo, realizaram importantes estudos sobre as estruturas subterrâneas e sobre o balanço hídrico das plantas do cerrado, constatando que as plantas lenhosas têm reservas de água em suas estruturas subterrâneas bem desenvolvidas e não economizam água na transpiração foliar, concluindo que a origem e a manutenção do cerrado não estariam associadas ao estresse hídrico, mas ao fogo. Os estudos de Rawitscher e seus alunos se concentraram no cerrado de Cachoeira de Emas, em Pirassununga, São Paulo.

Nas décadas de 1970 e 1980, Leopoldo M. Coutinho, da Universidade de São Paulo, e seus alunos desenvolveram importantes estudos experimentais sobre os impactos do fogo na indução de florada, dispersão de sementes, quebra de dormência de sementes e aumento da produtividade primária das plantas rasteiras. Posteriormente, com a colaboração das alunas Laíse Cavalcanti e Vânia Pivello, realizou estudos pioneiros sobre os impactos do fogo na ciclagem de nutrientes e seus reflexos na vegetação herbáceo-subarborescente, registrou os primeiros perfis térmicos de queimadas no Cerrado, identificando a baixa condutividade térmica dos solos. Os estudos de Coutinho e sua equipe também se concentraram no cerrado de Cachoeira de Emas, em Pirassununga, e em Moji-Guaçu, no interior de São Paulo.

A partir do final dos anos de 1980, Brasília tem se destacado como o principal polo produtor de pesquisa sobre a ecologia do fogo no Cerrado. Muito ainda está por ser esclarecido com relação ao papel do fogo na ecologia do Cerrado, porém os numerosos resultados dos últimos 20 anos permitem uma síntese preliminar da questão.

Este livro consolida os principais resultados alcançados pelo projeto *Efeitos do Regime de Fogo sobre a Estrutura de Comunidades de Cerrado em Brasília*, conhecido como *Projeto Fogo*, nas áreas de caracterização física das queimadas, emissões de gases, efeitos na vegetação lenhosa, na vegetação herbácea e no banco de sementes, efeitos sobre mamíferos e insetos. Este livro deverá ser uma importante fonte de informação para a de políticas públicas de conservação da biodiversidade e de mitigação de mudança do clima, definição de estratégias para a prevenção e o controle do fogo no bioma Cerrado, bem como para a elaboração de planos de manejo de unidades de conservação.

Dr. Bráulio Ferreira de Souza Dias
Diretoria de Conservação da Biodiversidade
Secretaria de Biodiversidade e Florestas
Ministério do Meio Ambiente

Prólogo

A Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) é uma importante unidade de conservação que, junto com a Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília e a Fazenda Água Limpa, constitui uma área protegida contínua com mais de dez mil hectares. Nessa área, diversas fisionomias de cerrado – Cerrado Típico, Cerrado Denso, Campo Cerrado, Campo Sujo, Vereda – e florestas ribeirinhas encontram-se resguardadas de ações humanas nocivas e desempenham papel fundamental de prover campo de estudos para que melhor se conheçam esses ambientes.

Um dos aspectos ainda pouco compreendidos nos cerrados diz respeito aos efeitos do fogo sobre sua biota e o meio físico, apesar do enorme papel ecológico e evolutivo que as queimadas periódicas exercem nesses ambientes. Com a proposta de desvendar esse setor pouco conhecido da ciência, foi estabelecido o Projeto Fogo na Reserva Ecológica do IBGE, onde inúmeros projetos de pesquisa enfocaram os mais diversos componentes dos ecossistemas e suas relações com o fogo. Em seus 20 anos de existência, o Projeto Fogo produziu enorme quantidade de informações, expostas sob a forma de teses, livros, artigos científicos e apresentações em congressos.

Esta obra reúne e sumariza as principais descobertas obtidas no Projeto Fogo, destacando as emissões de gases e os efeitos do fogo na vegetação herbácea e lenhosa do Cerrado e em alguns grupos faunísticos, conforme diferentes regimes de queima. Essas informações constituem base sólida para a compreensão da dinâmica dos cerrados submetidos a queimadas e permitem a elaboração de estratégias de manejo eficazes à proteção desses ecossistemas. É, portanto, um material imprescindível a estudantes e profissionais dedicados à conservação dos cerrados.

Dra. Vânia Regina Pivello
Depto. de Ecologia
Instituto de Biociências
Universidade de São Paulo

Índice

Apresentação

Prólogo

Capítulo 1 - O Projeto Fogo	15
Capítulo 2 - Caracterização das queimadas de Cerrado.....	23
Capítulo 3 - Monitoramento remoto da queimada prescrita de 1992 na área do Tapera, na Reserva Ecológica do IBGE.....	35
Capítulo 4 - Emissões de gases-traço (CO ₂ , CO, NO e N ₂ O) do solo para a atmosfera em fitofisionomias de Cerrado sob diferentes regimes de queima.....	47
Capítulo 5 - Diversidade fitofisionômica e o papel do fogo no bioma Cerrado	59
Capítulo 6 - O fogo e o estrato arbóreo do Cerrado: efeitos imediatos e de longo prazo	77
Capítulo 7 - Efeito do fogo no estrato herbáceo-subarbustivo do Cerrado.....	93
Capítulo 8 - O fator fogo no banco de sementes.....	103
Capítulo 9 - Efeitos do fogo sobre os insetos do Cerrado: consensos e controvérsias.....	121
Capítulo 10 - Efeito do fogo na fauna de mamíferos do Cerrado.....	133

1 - O Projeto Fogo

Braulio Ferreira de Souza Dias
Heloisa S. Miranda

Introdução

Relativamente pouco se sabia 30 anos atrás sobre o papel do fogo na determinação da estrutura e da dinâmica das fitofisionomias de cerrado do Brasil central, as nossas savanas (Coutinho, 1976, 1982). Consequentemente, reinava grande controvérsia sobre a importância do fogo como agente ecológico nos cerrados, se natural ou antrópico, gerando subestimativa de seu impacto na sucessão das comunidades de cerrado e, mais ainda, incapacidade de utilizá-lo no manejo extensivo das comunidades de cerrado, seja para a conservação ou para a produção. Entretanto, tal não sucede em países como a África do Sul e a Austrália, onde a pesquisa sobre o fogo nas savanas tem sólida tradição que resultou na compreensão dos efeitos do fogo e o seu uso no manejo de savanas ainda distantes para nós brasileiros (Hodgkinson et al., 1984; Booyesen e Tainton, 1984; Gill et al., 1981). A Venezuela foi a primeira a realizar importantes trabalhos experimentais de longo prazo sobre o fogo nas savanas (San José e Farinas, 1983; San José e Medina, 1975).

Na década de 1980 cresceu o interesse e a apreciação internacional pelos estudos do papel do fogo como um dos fatores determinantes do aparecimento e da manutenção de fitofisionomias de savana (Frost e Robertson, 1987; Walker, 1987; Gillon, 1983). Esse interesse levou à criação, em 1985, de um programa cooperativo internacional de pesquisa patrocinado pela Unesco e pela União Internacional de Ciências Biológicas (IUBS) denominado *Respostas das Savanas à Estresse e à Perturbação* (RSSD) (Frost et al., 1986). Esse programa propôs um estudo experimental comparativo nos diferentes continentes do efeito de quatro fatores determinantes ou impactantes primordiais: estresse hídrico, estresse nutricional, fogo e herbivoria (pastoreio). Vinte hipóteses básicas sobre a atuação desses fatores sobre as savanas foram propostas inicialmente, com sugestões de como testá-las (Frost et al., 1986). Posteriormente, diretrizes gerais e sugestões detalhadas foram propostas para 14 tipos básicos de experimentos para testar as hipóteses iniciais (Walker e Menault, 1988). Esse programa teve duração prevista de 10 anos e se inseriu no grande programa Década dos Trópicos da IUBS e no programa O Homem e a Biosfera – MAB da Unesco.

A ideia de realizar um projeto integrado e cooperativo sobre os efeitos do fogo no Cerrado nasceu em Brasília em novembro de 1985 durante a Reunião sobre o efeito e o controle do fogo nos cerrados do Distrito Federal, patrocinada pelo Jardim Botânico de Brasília e que teve a participação de pesquisadores da Universidade de Brasília (UnB), do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), do Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF), da Fundação Zoobotânica do Distrito Federal (FZDF), da Universidade de São Paulo (USP) e da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), administradores de unidades de conservação do IBDF, FZDF e IBGE, e oficiais do Corpo de Bombeiros Militar do Distrito Federal (CBMDF).

Leopoldo M. Coutinho, da USP, apresentou na reunião proposta para a realização de estudo experimental dos efeitos do fogo sobre o solo e a vegetação do Cerrado com 13 tratamentos envolvendo frequência e época de queima, quatro repetições de parcelas de 50 x 50 m por tratamento, perfazendo área experimental total de pouco mais de 15 ha. Segundo Coutinho, esse projeto foi proposto para ser realizado no estado de São Paulo, mas não foi possível devido à carência de

áreas protegidas de cerrado nesse estado e à não concordância das autoridades responsáveis por essas áreas com seu uso para experimentos de fogo. Concordou-se, na reunião de Brasília, que o Distrito Federal dispunha de todas as condições para viabilizar projeto dessa envergadura, em especial abundantes áreas preservadas de cerrado, além de possuir a grande vantagem sobre São Paulo, por estar na região nuclear dos cerrados.

Histórico

Em 1987, quando surgiu o convite de Otto Solbrig e Juan Silva para o I Simposio Internacional de Ecología y Manejo de Sabanas Neotropicales realizado em Guanare, na Venezuela, foi feito esforço para enviar uma equipe de Brasília que representasse as diferentes equipes de pesquisa que trabalhavam com Cerrado. A equipe que participou deste projeto sobre fogo no Cerrado já tinha experiência na realização de estudos quantitativos sobre a estrutura e a dinâmica da fauna e flora/vegetação dos cerrados de Brasília, a maioria realizados em cerrados protegidos do fogo, incluindo, porém, vários trabalhos, especialmente dissertações de mestrado e tese de doutorado (Diniz, 1997; Armando, 1994; Dias, 1994; Dall’Aglío, 1992; Riguetti, 1992; Figueiredo, 1991; Rosa, 1990; Ramos, 1990; Prado, 1989), sobre a ecologia do fogo no Cerrado, aproveitando oportunisticamente incêndios acidentais. Essa foi a primeira reunião regional para discutir a implementação do programa Respostas das Savanas a Estresse e Perturbação (Response of Savannas to Stress and Disturbance – RSSD) patrocinado pela União Internacional de Ciências Biológica (IUBS) e pela Unesco. Na reunião, o grupo de Brasília apresentou quatro propostas de projetos para integrar o programa RSSD, envolvendo os fatores fogo, pastejo e corte. Um desses projetos é objeto deste livro e foi apresentado por um dos autores, Braulio F. S. Dias, em nome do IBGE, do Jardim Botânico de Brasília e da Universidade de Brasília (Dias, 1989).

O interesse básico em submeter este projeto ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) em 1988 como um projeto integrado de pesquisa foi para viabilizar a implantação de um dos experimentos de longo prazo constantes da proposta submetida ao programa RSSD. Com o apoio do CNPq foi iniciado em agosto de 1988 o projeto Efeitos do Regime de Fogo sobre a Estrutura de Comunidades de Cerrado em Brasília, conhecido como Projeto Fogo. Cabe salientar a condição do CNPq de representante brasileiro junto à União Internacional de Ciências Biológicas (IUBS), patrocinadora do programa internacional Respostas das Savanas a Estresse e Perturbação (RSSD) ao qual este projeto foi submetido. Uma vez conseguido o apoio inicial do CNPq, a equipe partiu para buscar outras fontes de recursos financeiros complementares.

Objetivos e metas

As metas definidas inicialmente para esse projeto foram a de conhecer os padrões de resposta funcional dos componentes bióticos (vegetação e fauna) e abióticos (solo e microclima) a diferentes regimes de fogo (frequência e época do ano), com vistas a possibilitar o prognóstico dos impactos causados por diferentes regimes de queima sobre a estrutura e a dinâmica do Cerrado, objetivando subsidiar a elaboração e a avaliação de Relatório de Impacto sobre o Meio Ambiente (Rima) e orientar o manejo dos recursos naturais renováveis em comunidades de cerrado seja para conservação, ou para a utilização sustentada.

Os objetivos gerais estabelecidos para o projeto foram conhecer a estrutura (em especial a densidade e a biomassa) da vegetação e a fauna de cerrado, com históricos de queima contrastantes, e conhecer os padrões e os modelos de sucessão que ocorrem nos diferentes regimes de fogo.

Os objetivos específicos identificados inicialmente para esse projeto foram os de testar as seguintes hipóteses:

- 1) A densidade, biomassa e diversidade de espécies campestres aumentam (e de espécies silvestres diminuem) com regimes de queima com frequência e/ou intensidade crescentes e vice-versa (i.e., as fisionomias de Cerrado Ralo e Cerrado *sensu stricto* em latossolo seriam subclimax píricos);
- 2) O máximo de diversidade biótica ocorre em frequências e intensidades intermediárias de fogo (relacionada com a hipótese 1);
- 3) A predação por insetos e vertebrados sobre as plantas (herbivoria) é maior nas áreas recém-queimadas do que nas áreas não-queimadas (i.e., existe sinergismo entre herbivoria e fogo causando maior dano à vegetação);
- 4) Maiores mudanças na estrutura da comunidade ocorrem quando há mudanças no regime de queima;
- 5) Maiores mudanças na estrutura da comunidade ocorrem em função da variação da época (estação) de queima do que da variação da frequência de queima;
- 6) O grau de alteração da estrutura da comunidade depende da proporção de indivíduos dos diferentes padrões de estratégias de vida;
- 7) A estabilidade da comunidade aumenta com o aumento da proporção de indivíduos que retêm a maior parte de sua biomassa abaixo do chão;
- 8) A estabilidade da comunidade aumenta com o aumento da densidade de indivíduos lenhosos arbóreos.

A base teórica para a formulação dessas hipóteses encontram-se em Frost et al. (1986) e foram discutidas na reunião de Guanare, Venezuela.

Constituíram, também, objetivos desse projeto formar e treinar recursos humanos para o desenvolvimento de pesquisas em ecologia e em manejo de ecossistemas tropicais sazonais, especialmente Cerrado, e aglutinar os recursos humanos já disponíveis em Brasília em torno de um mesmo projeto-problema integrado, visando reunir massa crítica suficiente para resolver problemas ambientais.

Área de estudo

Foi selecionada para este projeto área de chapada pertencente à superfície de aplainamento paleogênica (Chapada da Contagem/Brasília) do sistema Terras Altas da Superfície Pratinha (Cochrane et al., 1985) que se caracteriza por possuir chapadas bem drenadas com declividade inferior a 8%, altitude entre 1.000 e 1.200 m, distância média entre riachos perenes de 5 a 10 km, solos dominantes Oxysol (latossolos) do tipo Acrustox, que são profundos, com alta taxa de absorção de água, baixa capacidade de retenção de água, com regime térmico sazonal isotérmico, textura argilosa com baixa porcentagem de partículas grosseiras, solos ácidos com pH menor do que 5,3, saturação de alumínio muito alta (acima de 70%), alta concentração de alumínio trocável e baixa concentração de cálcio, magnésio, potássio e sódio trocáveis (baixa concentração de bases trocáveis e cátions trocáveis), baixa porcentagem de matéria orgânica, baixa taxa de salinidade, baixa porcentagem de saturação sódica e de carbonatos livres, baixa concentração de zinco e fixação de fósforo significativa.

O clima se caracteriza por precipitação média anual de 1.475 mm, evapotranspiração potencial de 1.632 mm (déficit de precipitação de 157 mm), temperatura média anual de 20,9 °C, umidade relativa média de 64%, radiação solar média de 500 langley/dia, 5 meses com índices de

disponibilidade de água (precipitação confiável/evapotranspiração potencial) inferior a 0,05 (maio a setembro), velocidade média do vento de 0,9 m/s (a 0,5 m acima do solo) e 1,2 m/s (a 2 m acima do solo), insolação média de 2.397,6 horas (acima de 200 horas mensais entre maio e setembro), fotoperíodo entre 11 e 13 horas. Os meses mais frios vão de maio a agosto com média das mínimas entre 12 e 14 °C, caracterizando clima fortemente estacional com 5 meses secos (maio a setembro) e um período variável de veranico entre meados de dezembro e meados de janeiro (Cochrane et al., 1985).

A área de estudo localiza-se, mais precisamente, no interflúvio dos ribeirões Roncador e Cabeça de Veado (coordenadas 15°55'58" S e 47°51'02" W), numa altitude de 1.130 a 1.165 m e declividade de 3,5%, 16 km em linha reta ao sul do centro de Brasília, DF. Essas áreas localizam-se na região central da Área de Proteção Ambiental das Bacias Gama e Cabeça de Veado criada pelo governo do Distrito Federal pelo Decreto nº 9.417 de 21 de abril de 1986, dentro da zona de vida silvestre. As áreas propostas para esse projeto situam-se no limite de duas propriedades públicas: metade está na Reserva Ecológica do IBGE (uma área protegida de 1.300 ha) e metade está na Reserva Ecológica do Jardim Botânico de Brasília (JBB, uma área protegida de 4.500 ha).

A área de estudo era formada por duas glebas adjacentes de 150 ha cada, uma no IBGE e outra no JBB, totalizando 300 ha envolto por cerrados preservados por todos os lados. Essas duas glebas foram escolhidas pela uniformidade de cobertura vegetal e pelo histórico de fogo contrastante que possuíam. A área do IBGE estava protegida de fogo, pastoreio e corte há mais de 15 anos, enquanto a área do JBB esteve sujeita a queimas anuais/bienais nos últimos 15 anos e praticamente isenta de pastoreio e corte nesse período. Ao longo dos 4 km de limite entre as reservas do IBGE e do JBB observa-se gradiente de densidade de plantas lenhosas. Ambas as áreas eram utilizadas apenas para pesquisa e preservação da biota, sendo que nenhum estudo intensivo-destrutivo havia sido realizado nessas áreas até 1989.

Tratamento e desenho experimental

Foram previstos inicialmente cinco tratamentos básicos variando a frequência e a época de queima: controle sem queima; queima anual precoce (junho/julho); queima anual tardia (setembro/outubro); queima trienal precoce (junho/julho); queima trienal tardia (setembro/outubro). Em 1989, as quadras experimentais do projeto foram demarcadas por equipe de topógrafos do IBGE e cem marcos permanentes foram colocados nos limites dos blocos experimentais. As quadras foram aceiradas (~ 4 m) e os aceiros negros que protegem os blocos experimentais queimados.

No JBB foram estabelecidos três blocos de 50 ha que foram divididos em cinco quadras de 200 x 500 m cada. Cada bloco representava uma fitofisionomia de cerrado, a saber, Cerrado Denso, Cerrado *sensu stricto* e Campo Sujo. Na Reserva do IBGE, na área adjacente ao JBB, foram estabelecidos dois blocos de 50 ha sendo um bloco em fisionomia de Cerrado Denso e o outro de Cerrado *sensu stricto*. Para Campo Sujo foi estabelecido um bloco de 20 ha, distante 600 m em linha reta dos blocos selecionados para Cerrado Denso e Cerrado *sensu stricto*. Os blocos de 50 ha foram divididos em cinco quadras de 200 x 500 m e o de 20 ha em cinco de 200 x 200 m para a aplicação dos tratamentos de fogo. A área útil de cada quadra de 10 ha foi subdividida em dez parcelas de 100 x 100 m (10.000 m²) e a de 4 ha foi dividida em quatro parcelas de 100 x 100 m.

Em 21 de fevereiro de 1990 foi realizada reunião em Brasília (na RECOR) entre os coordenadores do projeto, com participação de alunos de pós-graduação e com a presença do Professor Leopoldo M. Coutinho (USP), para decidir sobre detalhes dos tratamentos experimentais. Optou-se pelos seguintes tratamentos:

Sem queima – (controle) é o regime proposto nos planos de manejo das unidades de conservação do Cerrado.

Queima bienal precoce – (queima no início da estação seca – final de junho) regime proposto para reduzir o combustível, evitando grandes incêndios acidentais, e propiciar a rebrota da vegetação herbácea, disponibilizando alimento para a fauna durante a seca.

Queima bienal modal – (queima em meados da seca – início de agosto) é o regime de queima dominante nos cerrados.

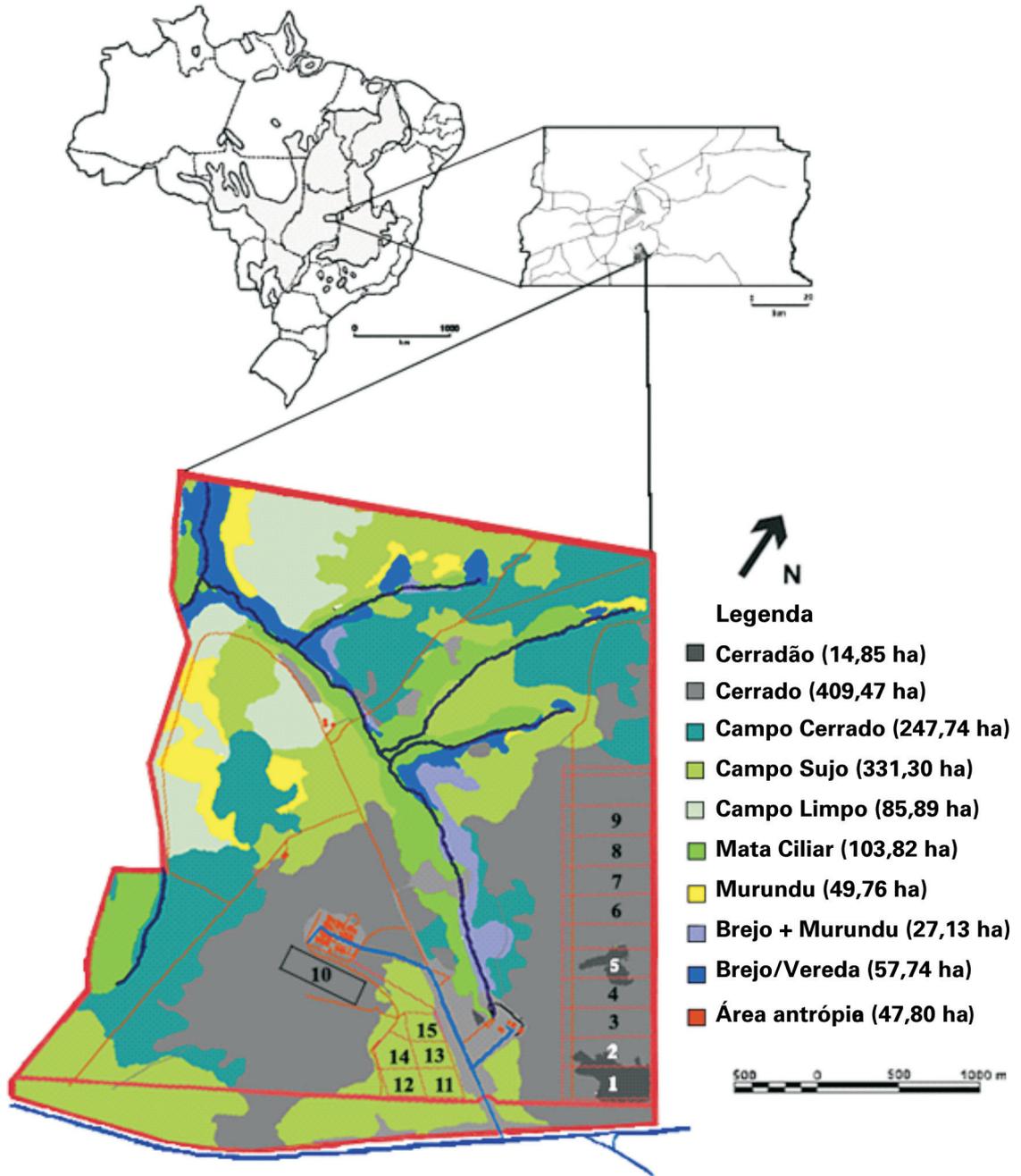
Queima bienal tardia – (queima no final da seca – final de setembro) é, provavelmente, o regime de queima com maior impacto devido ao padrão fenológico da vegetação que apresenta pico de renovação das copas e reprodução durante a primavera.

Queima quadrienal modal – (queima em meados da seca – início de agosto) o recrutamento de árvores seria favorecido em função de maior tempo para o crescimento de regenerantes entre queimadas sucessivas.

Em agosto de 1991, quando a vegetação estava protegida contra o fogo por 17 anos, foram realizadas as primeiras queimadas prescritas nas quadras alocadas para a queima quadrienal modal nas áreas do IBGE e, em 1992, tiveram início as queimadas nas quadras alocadas para as queimadas bienais. Para as quadras localizadas no JBB, protegidas contra o fogo por 7 anos, as queimadas bienais tiveram início em 1993. Entretanto, em outubro de 1994, todas as quadras da gleba do JBB e a quadra-controle de Cerrado *sensu stricto* da gleba do IBGE foram queimadas durante grande incêndio que se propagou desde a Estação Ecológica do JBB até a Fazenda Água Limpa da UnB. Considerando que o histórico de queima da Reserva do IBGE era conhecido e que, embora a similaridade da flora lenhosa do Cerrado diminua com a distância, localidades no Distrito Federal distantes entre 30 a 50 km apresentam similaridade entre 68 e 78% (Dias, 1992), nova quadra-controle foi demarcada a 1,8 km, em linha reta da quadra original. Entretanto, o mesmo não pode ser feito para as glebas do JBB para as quais se decidiu esperar 5 anos para dar início às queimadas. Em agosto de 1999, outro incêndio queimou cerca de 50% das quadras da gleba do JBB, inviabilizando a continuação do projeto. Dessa forma, os regimes de queima estabelecidos para o projeto foram aplicados apenas nas quadras do IBGE (Figura 1), até agosto de 2008.

Considerações finais

A questão dos incêndios florestais e das queimadas é extremamente complexa e de difícil solução, para a qual concorrem fatores climáticos, ecológicos, culturais e econômicos, constituindo hoje num dos mais graves problemas ambientais a serem enfrentados pelo Governo e pela sociedade brasileira. Os danos provocados pelo fogo implicam não apenas na redução da cobertura vegetal, mas principalmente na perda de biodiversidade e na sustentabilidade dos ecossistemas, e na emissão de gases para a atmosfera e suas implicações nas mudanças climáticas e na saúde da população. A adoção de uma política simplista de supressão total das queimadas não é a solução, já que desconsidera os condicionantes climáticos, culturais, econômicos e ecológicos. Outros países, como os Estados Unidos da América, já tentaram tal política no passado e fracassaram, pois a supressão do fogo provocou incremento dos combustíveis, aumentando o risco de incêndios de grande porte com impactos devastadores, e provocou prejuízos ecológicos aos ecossistemas protegidos, onde muitas espécies dependiam do fogo para se manter. Nos últimos anos, novos dados vêm comprovando a importância do fogo como agente ecológico em muitos tipos de ecossistemas e a intensidade da interferência do homem primitivo sobre os ecossistemas, derrubando o mito dos ecossistemas “prístinos” encontrados pelos europeus nas américas.



Cerrado denso	Cerrado <i>sensu stricto</i>	Campo sujo
1 - Bienal tardia	6 - Bienal tardia	11 - Bienal tardia
2 - Quadrienal	7 - Quadrienal	12 - Quadrienal
3 - Bienal precoce	8 - Bienal precoce	13 - Bienal precoce
4 - Bienal modal	9 - Bienal modal	14 - Bienal modal
5 - Sem queima	10 - Sem queima	15 - Sem queima

Figura 1. Localização das quadras experimentais do Projeto Fogo na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF (Fonte: IBGE).

O Projeto Fogo em seus 20 anos de atuação constituiu-se no maior projeto de pesquisa sobre ecologia do fogo no Cerrado, sendo inclusive o maior projeto de pesquisa sobre ecologia do fogo em savanas na América Latina. O grande diferencial deste projeto foi o uso de queimas controladas simulando diferentes regimes de queima (frequência e época), o que permitiu maior controle na coleta dos dados e na caracterização dos eventos de queima e seus impactos. As pesquisas realizadas ao longo dos 20 anos de duração do projeto resultaram em 31 artigos científicos, 12 capítulos, cerca de 20 trabalhos completos publicados em anais de congressos nacionais e internacionais, 40 teses e dissertações e 52 relatórios técnicos, e em grande número de trabalhos apresentados em encontros científicos nacionais e internacionais. Todos os dados obtidos, na forma de suas publicações, estão arquivados na biblioteca da Reserva Ecológica do IBGE e grande parte deles foi utilizada nos capítulos deste livro.

Referências bibliográficas

- ARMANDO, M. **O impacto do fogo na rebrota de algumas espécies de árvores do Cerrado**. 1994. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1994.
- BOOYSEN, P. V.; TANTON, N. M. **Ecological Effects of Fire in South African Ecosystems**. New York: Springer-Verlag, 1984. (Ecological Studies, v. 8)
- COCHRANE, T. T.; SANCHEZ, L. G.; AZEVEDO, L. G.; PORTAS, J. O.; GARVER, C. L. **Land in Tropical America**. Planaltina: Ciat/Embrapa CPAC, 3 v. 1985.
- COUTINHO, L. M. **Contribuição ao conhecimento do papel ecológico das queimadas na floração de espécies do Cerrado**. 1976. Tese (Livre Docência) – Departamento de Botânica. Universidade de São Paulo, São Paulo, 1976.
- COUTINHO, L. M. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. In: HUNTLEY, B. J.; WALKER, B. (Ed.). **Ecology of Tropical Savanna**. Berlin: Springer Verlag, 1982. p. 273-291. (Ecological Studies, v. 42)
- DALL'AGLIO, C. G. **Estabilidade de comunidades de Cerrado em relação ao fogo: assimetria de impactos em guildas de aranhas**. 1992. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1992.
- DIAS, B. F. S. Project 18: Effects of fire regime on Cerrado community structure and dynamics. **Responses of Savannas to Stress and Disturbance-RSSD Newsletter**, v. 3, p. 19-22, 1989.
- DIAS, B. F. S. Cerrados: uma caracterização. In: Dias, B. F. S. (Org.). **Alternativas de Desenvolvimento dos Cerrados**. Brasília: Funatura, 1992. p. 11-25.
- DIAS, V. L. B. **Impacto de fogo sobre três espécies de térmitas construtores de ninhos epígeos em Cerrado**. 1994. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1994.
- DINIZ, I. R. **Variação na abundância de insetos no Cerrado: efeito das mudanças climáticas e do fogo**. 1997. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1997.
- FIGUEIREDO, S. V. **Efeito do fogo sobre o comportamento alimentar das espécies *Neothraupis fasciata* e *Suiriri suiriri* e sobre a estrutura da avifauna do Cerrado**. 1991. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1991.
- FROST, P.; MEDINA, E.; MENAUT, J. C.; SOLBRIG, O.; SWIFT, M.; WALKER, B. H. **Responses of Savannas to Stress and Disturbance**. **International Union of Biological Sciences**. Special Issue nº 10. Paris, 1986.

- FROST, P. G.; ROBERTSON, F. Effects of fire in savannas. In: WALKER, B. H. (Org.). **Determinants of Tropical Savannas**. Oxford: IRL Press, 1987. p. 97-108.
- GILL, A. M.; GROVES, R. H.; NOBLE, I. R. **Fire and the Australian Biota**. Australia: Australian Academy of Science, 1981.
- GILLON, D. The fire problem in tropical savannas. In: BOULIÈRE, F. (Ed.). **Ecosystems of the World – Tropical Savannas**. Amsterdam; Elsevier, 1983. p. 617-641.
- HODGKINSON, K. C.; HARRINGTON, G. N.; GRIFFIN, G. F.; NOBLE, J. C.; YOUNG, M. D. Management of vegetation with fire. In: HARRINGTON, G. N.; WILSON, A. D.; YOUNG, M. D. (Ed.). **Management of Australia's Rangelands**. East Melbourne, Victoria, Australia: CSIRO Division of Wildlife and Rangelands Research, 1984. p. 141-156.
- RAMOS, A. E. **O efeito de queima sobre a vegetação lenhosa do Cerrado**. 1990. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1990.
- RIGUETTI, S. M. **O papel do fogo na interação inseto-plantas: danos foliares e regimes de queima**. 1992. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1992.
- ROSA, C. M. M. **Recuperação pós-fogo do estrato rasteiro de campo sujo de Cerrado**. 1990. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1990.
- PRADO, J. P. **Herbívoros por insetos em gradiente de Cerrado com diferentes regimes de fogo**. 1989. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1989.
- SAN JOSÉ, J. J.; FARINAS, M. R. Changes in tree density and species composition in a protected *Trachypogon* savanna of the Orinoco llanos. **Biotropica**, v. 23, p. 114-123, 1983.
- SAN JOSÉ, J. J.; MEDINA, E. Effects of fire on organic matter production and water balance in a tropical savanna. In: GOLLEY, F. B.; MEDINA, E. (Ed.). **Tropical Ecological Systems**. Berlin; Springer, 1975. p. 151-164. (Ecological Studies, v. 11)
- WALKER, B. H. **Determinants of Tropical Savannas**. Oxford: IRL Press, 1987.
- WALKER, B. H.; MENAULT, J. J. **Response of Savannas to Stress and Disturbance: Research procedure and experimental design for savanna ecology and management**. Melbourne, Austrália, 1988. (Publication 4)

2 - Caracterização das queimadas de Cerrado

*Heloisa S. Miranda
Walter N. Neto
Beatriz M. Castro Neves*

Introdução

O fogo, junto com a sazonalidade das chuvas e com os solos pobres em nutrientes, é considerado um dos fatores determinantes da vegetação do Cerrado. Desde os anos de 1970, muitos estudos foram realizados visando compreender os efeitos do fogo na vegetação do Cerrado, independentemente da fisionomia queimada. Entretanto, poucos estudos apresentaram informações sobre regimes de queima e/ou sobre a descrição da queimada ou incêndio, dificultando a comparação dos resultados obtidos nos diferentes estudos. Os organismos desse bioma estão adaptados não a um evento de fogo, mas a um regime de queima definido pela época e pela frequência de ocorrência. Mudanças nesse regime de queima podem alterar a resposta dos organismos ao fogo, uma vez que os efeitos do fogo envolvem a resposta à energia liberada durante a combustão do material vegetal e às alterações no ambiente pós-fogo. Parâmetros que caracterizam o comportamento do fogo, como a intensidade da frente de fogo, a velocidade de propagação da frente de fogo e as características da chama, podem explicar as diferentes repostas dos organismos a queimadas realizadas em diferentes épocas do ano. Neste capítulo, apresentaremos uma revisão sobre os trabalhos que caracterizam o comportamento do fogo no Cerrado, especialmente aqueles realizados na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF.

O fogo no Cerrado

A ocorrência de incêndios no Cerrado há mais de 32.000 anos AP (antes do presente) foi registrada por Salgado-Labouriau e Ferraz-Vicentini (1994) ao analisarem o sedimento de uma vereda localizada em Cromínia (GO). A presença de partículas de carvão no sedimento indicou que a ocorrência de incêndios era comum na região entre 32.400 a 3.500 anos AP. Em outro estudo, realizado com sedimento coletado em uma lagoa localizada no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (GO), Ferraz-Vicentini (1999) data a ocorrência de incêndios na região desde 18.170 anos AP. Datação mais recente (8.600 anos AP) foi reportada por Coutinho (1981) para pedaços de carvão encontrados no solo, a 2 m de profundidade, na região de Pirassununga (SP). Embora haja registro da presença do homem no Brasil há cerca de 32.000 anos AP (Guidon e Delibrias, 1986), o registro mais antigo para a sua presença na região do Cerrado data de cerca de 11.000 anos AP (Neves e Piló, 2008), sugerindo que, a partir desse período, os incêndios poderiam, em parte, ser causados pelos habitantes da região. Entre 11.000 e 8.500 anos AP, os habitantes da região eram caçadores-coletores que viviam em pequenos grupos com alta mobilidade, faziam uso do fogo e utilizavam abrigos naturais. As camadas de cinza das fogueiras, acesas dentro de abrigos, aumentam em frequência e extensão no período entre 8.500 e 6.500 anos AP, indicando ou maior tempo de ocupação ou de pessoas. No período entre 4.000 e 2.000 anos AP, a densidade populacional passa a ser maior com o uso do fogo na prática da agricultura itinerante e da caça coletiva (Dias, 2005; Schmitz, 1994). No período da chegada dos

colonizadores europeus, os índios utilizavam o fogo em várias atividades, sendo que algumas, como as queimas para manejo da vegetação e para a caça, persistem até os dias atuais (Melo, 2007; Anderson e Posey, 1987). Dessa forma, por mais de 10.000 anos as queimadas naturais e as antrópicas coexistem na região.

Nos 300 anos seguintes a chegada dos portugueses, durante o período da ocupação da região do Cerrado, o fogo foi extensivamente utilizado em práticas agrícolas ou pastoris, tendo merecido destaque nos relatos dos naturalistas europeus que visitaram a região durante o século XIX (Dias, 2005; Klink e Moreira, 2002; Silva, 1997). Atualmente, o fogo, durante os meses da estação seca, continua a ser utilizado para a abertura e a limpeza de extensas áreas para o cultivo de grãos, especialmente soja (Alho e Martins, 1995), e para o manejo de pastagens naturais ou plantadas (Coutinho, 1990).

Tipo, época e frequência de queima

Os impactos do fogo sobre o sistema vão depender do tipo e do regime de queima e também do comportamento do fogo. Quanto ao tipo, o fogo pode ser de superfície, de copa ou subterrâneo. O fogo de superfície propaga-se consumindo principalmente a vegetação do estrato rasteiro. Sua velocidade de propagação estará relacionada às condições climáticas e ao combustível sendo consumido, isto é, serapilheira, gramínoide, arbustos, etc. Dependendo da distribuição do combustível, esse tipo de fogo pode desenvolver e atingir a copa das árvores. Caso ele passe a se propagar pelo dossel, é chamado de incêndio de copa. Esses incêndios são de rápida propagação e alta intensidade. Os incêndios subterrâneos se propagam na camada de matéria orgânica e são bastante destrutivos, provocando alta mortalidade da vegetação (Luke e McArthur, 1978). As formas mais comuns de Cerrado possuem estrato rasteiro bastante desenvolvido e estrato lenhoso não muito denso, o que favorece a ocorrência de incêndios de superfície, e raramente atingem a copa das árvores mais altas (Kauffman et al., 1994).

O regime de queima é caracterizado pela época e a frequência de queima. Ainda pouco se sabe sobre o regime natural de incêndios no Cerrado. Até recentemente, não havia na literatura científica registros de incêndios naturais para a região. Estudos recentes de França et al. (2007), Medeiros e Fiedler (2004), e Ramos-Neto e Pivello (2000) reportaram para o Parque Nacional das Emas (GO) e o Parque Nacional da Serra da Canastra (MG) a ocorrência de incêndios iniciados por raios. Entre 80% e 90% dos incêndios estudados ocorreram durante a estação chuvosa (outubro a abril) e o restante nos meses de transição entre as estações seca e chuvosa (setembro e maio). Embora áreas entre 1 ha e 500 ha tenham sido as mais comuns (67% a 91% dos incêndios investigados pelos autores), os incêndios também se propagaram por áreas maiores do que 10.000 ha. França et al. (2007) relataram que 49% dos 123 incêndios iniciados por raios no Parque Nacional das Emas, entre 1994 e 2003, queimaram áreas menores do que 100 ha. Os autores argumentam que as chuvas, que geralmente seguem as tempestades de raios, extinguem muitos incêndios logo após o seu início. Áreas maiores do que 10.000 ha podem ser queimadas quando o incêndio é iniciado durante tempestades de raios que não são acompanhadas de chuva, como as que ocorrem nos meses de transição.

Embora os estudos paleoecológicos de Ferraz-Vicentini (1999) e Salgado-Labouriau e Ferraz-Vicentini (1994) mostrem a ocorrência de incêndios no Cerrado há milhares de anos, a estimativa do tempo entre queimadas torna-se muito difícil, uma vez que as taxas de sedimentação são muito lentas. Entretanto, os resultados de recorrência de incêndios naturais reportados por França et al. (2007) e Ramos-Neto e Pivello (2000) para o Parque Nacional das Emas permitem inferir que a frequência de incêndios naturais no Cerrado pode variar de 1 a mais de 9 anos, dependendo da fitofisionomia considerada. França et al. (2007) reportaram que, para o período de 1994 a

2003, 15% da área do parque não queimou, 38% da área do parque queimou uma vez, 32% duas, 14% três e menos de 1% da área queimou quatro vezes no período de 9 anos. Ramos-Neto e Pivello (2000) reportaram que a recorrência de incêndios naturais, para o período de 1995 a 1999, variou entre uma e três vezes.

Com a chegada do europeu na região, há cerca de 300 anos, e a rápida ocupação do Cerrado nas últimas décadas, as queimadas para manejo da terra passaram a ser realizadas durante os meses da estação seca com uma frequência que varia entre 1 e 4 anos (Coutinho, 1990, 1982). Dessa forma, considerando a longa presença do homem na região e a prática do uso do fogo em suas atividades, Dias (2005) argumenta que o limite para a aceitação do fogo, enquanto fenômeno natural no Cerrado, deve ser próximo ao utilizado pelos índios Jê (entre 4.000 e 300 anos AP): incêndios iniciados por raios durante a estação chuvosa e um mosaico de queimadas prescritas com baixa frequência durante a estação seca.

Combustível

O entendimento sobre os efeitos e o comportamento do fogo em queimadas passa necessariamente pela compreensão do combustível, sua composição e dinâmica. A carga de combustível dependerá da fitofisionomia considerada, da composição de espécies e do tempo sem queima. Entretanto, para o Cerrado, nem toda a carga de combustível está disponível para queima, sendo restrita ao material com até 6 mm de diâmetro, definido por Luke e McArthur (1978) como combustível fino, isto é, as folhas e os ramos mais finos, vivos ou mortos. Assim como para outras savanas, no Cerrado o fogo é de superfície, com chamas atingindo, em média, entre 1,2 e 2,9 m (Castro e Kauffman, 1998). Dessa forma, durante a queima será consumido principalmente o combustível fino do estrato rasteiro e as folhas de ramos mais baixos dos componentes do estrato arbóreo-arbustivo. O baixo consumo de folhas localizadas acima da zona de chamas foi registrado por Castro-Neves (dados não publicados) para uma área de Cerrado Denso. Imediatamente após uma queimada prescrita, foi registrada redução de apenas 4% na cobertura vegetal do estrato lenhoso. Entretanto, nas duas semanas seguintes à queima, como consequência da abscisão das folhas que foram danificadas pela coluna de ar quente durante a passagem da frente de fogo, houve redução de 38% na cobertura. O mesmo padrão foi observado por Nardoto et al. (2006), que registraram a queda acentuada de folhas poucos dias após uma queimada em área de Cerrado *sensu stricto*.

Dependendo da fisionomia considerada e do período de proteção contra o fogo, o total de combustível fino, até a altura de 2 m, pode variar entre 6 e 12 Mg ha⁻¹ (Miranda et al., 2002, 1996; Castro e Kauffman, 1998; Kauffman et al., 1994). Nas fisionomias de campo, os gramínoides representam entre 50% e 80% do total do combustível fino do estrato rasteiro, mesmo em regime de queima anual. Andrade (1998) e Neto et al. (1998) mostraram que para Campo Sujo, 12 meses após a passagem do fogo, o estrato rasteiro apresenta recuperação de cerca de 70% da biomassa pré-fogo (Figura 1), possibilitando nova queimada (Medeiros e Miranda, 2005).

Nas fisionomias mais fechadas, a contribuição dos gramínoides para o total de combustível do estrato rasteiro está associada ao intervalo de queima, uma vez que a exclusão do fogo favorece a vegetação do estrato arbóreo-arbustivo (Moreira, 2000; San José e Fariñas, 1991). Para as queimadas realizadas nas parcelas do Projeto Fogo, o combustível fino do estrato arbóreo-arbustivo representou entre 0% e 9% do total de combustível para Campo Sujo, entre 7% e 64% para Cerrado *sensu stricto* e para Cerrado Denso (Tabela 1).

A disponibilidade de combustível, sua composição e distribuição vertical, associadas ao comportamento do fogo e às condições climáticas no momento da queima, resultarão em diferentes padrões de consumo de combustível. Para as queimadas de Cerrado, o consumo de

combustível varia entre 33% e 100%, sendo maior nas fisionomias mais abertas. Para as fisionomias de campo, o consumo varia entre 92% e 100% e, para as fisionomias mais fechadas entre 33% a 99% (Miranda et al., 2002, 1996; Krug et al., 2002; Castro e Kauffman, 1998; Kauffman et al., 1994; Ward et al., 1993; Pivello e Coutinho, 1992). Nas áreas de campo, o combustível é formado principalmente por graminoides que, em função de sua arquitetura e fenologia, favorecem a propagação da frente de fogo e o alto consumo de combustível, mesmo durante os meses da estação chuvosa (França et al., 2007; Ramos-Neto e Pivello, 2000). Nas fisionomias mais fechadas, como consequência do alto teor de água presente no combustível, da rápida velocidade de propagação da frente de fogo e da altura das chamas, o consumo do combustível do componente arbóreo-arbustivo até a altura de 2,0 m apresenta grande variação. Miranda et al. (2002), Krug et al. (2002), Castro e Kauffman (1998) e Kauffman et al. (1994) apresentaram valores entre 13% e 60% para o consumo do combustível fino do estrato arbóreo-arbustivo em queimadas de Cerrado *sensu stricto* e Cerrado Denso.

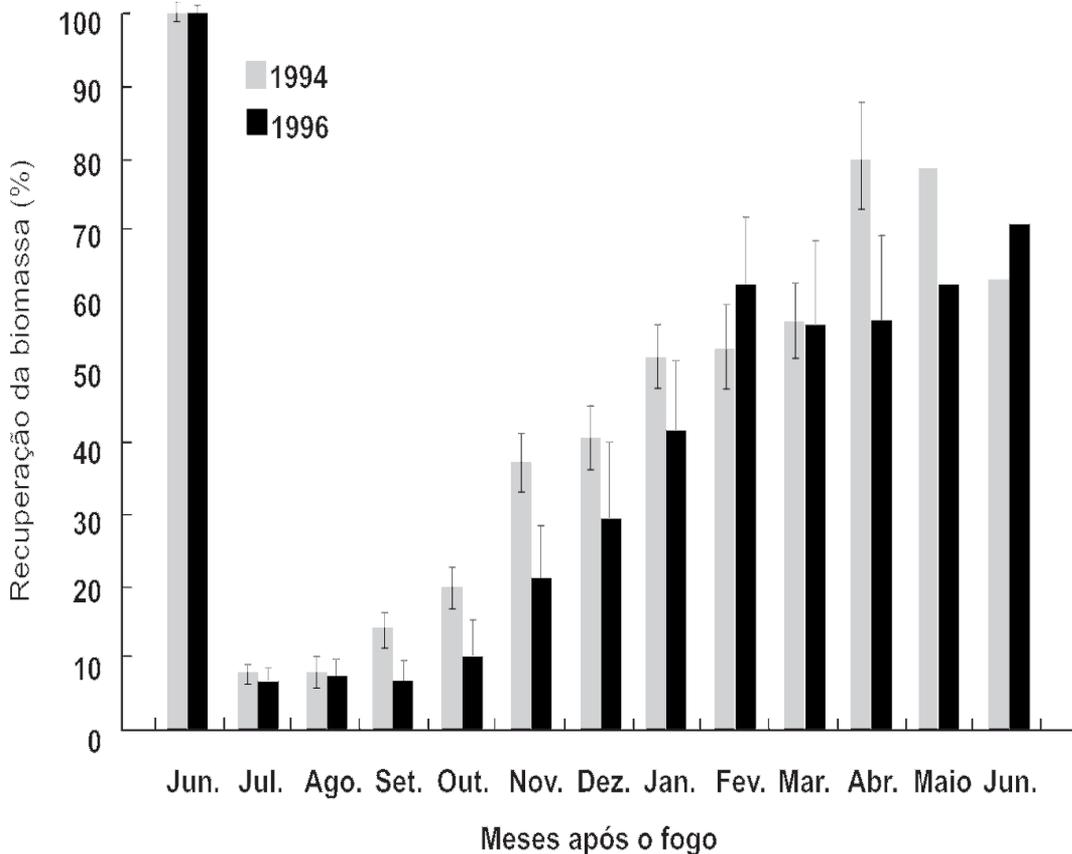


Figura 1. Recuperação da biomassa do estrato rasteiro nos 12 meses após uma queimada em área de Campo Sujo na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF, em junho de 1994 e em junho de 1996 (média ± erro-padrão; modificado de Neto et al., 1998).

Tabela 1. Total de combustível, porcentagem do total representada pelos estratos rasteiro e arbóreo-arbustivo, e consumo do combustível em queimas prescritas realizadas após diferentes períodos de proteção nas parcelas do Projeto Fogo (Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF), entre os anos de 1992 e 2000.

Campo Sujo							
Sem queima (anos)	26	20	18	7	4	2	1
Antes da queima							
Total (Mg/ha)	5,7		6,7 - 7,8	6,7 - 8,2	5,3 - 6,5	6,0 - 9,4	3,4 - 3,7
Rasteiro (%)	100		94-100	91-96	100	95-100	100
Arbóreo (%)			0-6	4-9	0	0-5	
Morto (%)	76		68-69	63-75	73-75	66-82	64
Vivo (%)	24		31-32	25-37	25-27	18-34	36
Após a queima							
Total (Mg/ha)	0,3		0,6-1,3	0,4-1,0	0,1-0,4	0,1-0,7	0,1-0,3
Rasteiro (%)	100		71-100	75-83	100	86-100	100
Arbóreo (%)			0-29	17-25	0	0-4	
Consumo (%)	95		81-92	87-95	93-99	94-98	91-97
Cerrado sensu stricto							
Sem queima (anos)			18	7		2 <td></td>	
Total (Mg/ha)			7,5 - 12,5	6,5 - 7,9		9,8 - 19,2	
Rasteiro (%)			85-88	87-91		36-93	
Arbóreo (%)			12-15	9-13		7-64	
Morto (%)			59-62	63-76		59-88	
Vivo (%)			38-41	24-37		12-41	
Após a queima							
Total (Mg/ha)			0,4-2,4	1,0-1,5		0,1-5,3	
Rasteiro (%)			0-79	67-90		0-80	
Arbóreo (%)			21-100	10-33		20-100	
Consumo (%)			68-97	77-87		84-99	
Cerrado Denso							
Sem queima (anos)		20	18	7	4	2	
Total (Mg/ha)		7,7	7,5	5,8-5,9	6,7-9,1	7,1 - 10,1	
Rasteiro (%)		84	90	86	81-87	56-90	
Arbóreo (%)		16	10	14	13-19	10-44	
Morto (%)		68	69	50-72	58-87	50-73	
Vivo (%)		28	31	28-50	13-42	27-50	
Após a queima							
Total (Mg/ha)		1,2	1,8	1,1-1,4	1,7-2,2	0,7-4,0	
Rasteiro (%)		58	22	57-88	59-64	9-77	
Arbóreo (%)		42	78	12-43	36-41	23-90	
Consumo (%)		86	80	76-81	67-82	67-93	

Comportamento do fogo

As queimadas de Cerrado são rápidas, podendo atingir velocidade de $0,6 \text{ m s}^{-1}$, e apresentam, frequentemente, velocidades entre $0,2 \text{ m s}^{-1}$ e $0,5 \text{ m s}^{-1}$ (Castro e Kauffman, 1998; Miranda et al., 1996; Kauffman et al., 1994). Dependendo da época da queima, do período sem chuva, da velocidade do vento, da quantidade e da composição do combustível, valores maiores podem ser registrados. Para 23 queimadas de Campo Sujo realizadas nas parcelas do Projeto Fogo, a velocidade da frente de fogo variou entre $0,1 \text{ m s}^{-1}$ e $1,4 \text{ m s}^{-1}$, com valor mediano de $0,43 \text{ m s}^{-1}$. A velocidade máxima foi registrada para uma queimada realizada 81 dias após o último evento de chuva e velocidade do vento variando entre $1,8 \text{ m s}^{-1}$ e $2,2 \text{ m s}^{-1}$. Para as queimadas realizadas nas formas mais fechadas, a velocidade da frente de fogo variou entre $0,1 \text{ m s}^{-1}$ e $0,6 \text{ m s}^{-1}$, com valor mediano de $0,3 \text{ m s}^{-1}$. Nessas formas fisionômicas, a presença de arbustos e árvores influencia o microclima local dificultando a secagem do combustível do estrato rasteiro, principalmente os componentes da serapilheira. Além disso, parte do combustível é formada pelas folhas e ramos vivos do estrato arbóreo-arbustivo que apresentam alto

conteúdo de água. Assim, parte da energia será utilizada para evaporar a água contida no combustível vivo, principalmente nas folhas e ramos que compõem o combustível do estrato arbóreo-arbustivo.

As altas velocidades da frente de fogo associadas com o alto consumo de combustível resultam em intensidades da frente de fogo entre 1.250 kW m^{-1} e 16.394 kW m^{-1} para áreas de campo e entre 2.437 kW m^{-1} e 3.455 kW m^{-1} para as formas mais fechadas (Medeiros, 2002; Castro e Kauffman, 1998; Miranda et al., 1996; Sato, 1996; Kauffman et al., 1994). Vários autores relacionam a intensidade com a altura de chamuscamento nas copas das árvores, com os danos causados na estrutura das árvores ou com a morte do indivíduo (Trollope et al., 2002; Luke e McArthur, 1978). Entretanto, até o momento, nenhuma relação entre a intensidade e os danos na vegetação foi reportada para o Cerrado.

Embora as queimadas possam ser classificadas como de intensidade baixa, moderada, alta e muito alta, essas classificações estão associadas a diferentes tipos de vegetação, como florestas de eucalipto (Cheney, 1993) ou florestas boreais (Johnson, 1992). De acordo com Cheney (1993), intensidades entre 3.000 kW m^{-1} e 7.000 kW m^{-1} são classificadas como altas, podendo resultar em fogo de copa e na formação de novos focos de incêndio a grandes distâncias da frente de fogo. Como os valores de intensidade reportados na literatura para o Cerrado são poucos e foram calculados para queimadas controladas, ainda não se sabe se essa classificação pode ser utilizada para as queimadas e os incêndios de Cerrado.

Para as queimadas realizadas nas parcelas do Projeto Fogo, a intensidade da frente de fogo, calculada de acordo com a equação de Byram (1959), que considera o calor efetivo de combustão do material combustível, que para savanas pode ser considerado 15.500 kJ/kg (Griffin e Friedel, 1984), o combustível consumido e a velocidade de propagação da frente de fogo, apresentou valores entre 481 kW m^{-1} e 19.900 kW m^{-1} , com valor mediano de 3.820 kW m^{-1} . O valor máximo foi registrado para uma queimada de Campo Sujo com velocidade de propagação da frente de fogo de $1,4 \text{ m s}^{-1}$ e alto consumo de combustível. Como o total de combustível fino até a altura de 2 m pode variar entre 6 e 12 Mg ha^{-1} para as queimadas de Cerrado, altas velocidades de propagação da frente de fogo serão necessárias para que a intensidade da frente de fogo atinja valores superiores a 7.000 kW m^{-1} , limite superior de queimadas classificadas como de alta intensidade por Cheney (1993).

Temperaturas do ar e do solo

As temperaturas máximas do ar durante queimadas realizadas em diferentes formas fisionômicas de Cerrado variam entre $85 \text{ }^\circ\text{C}$ e $884 \text{ }^\circ\text{C}$ (Miranda et al., 1996; Sato, 1996; Miranda et al., 1993; César, 1980) e, geralmente, ocorrem a 60 cm de altura, logo acima do estrato rasteiro (Figura 2).

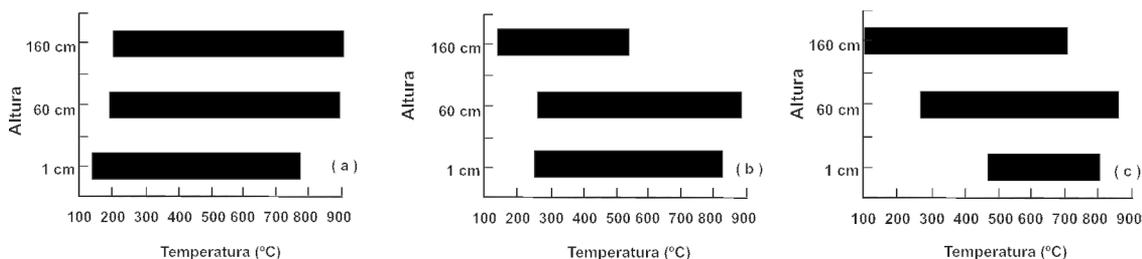


Figura 2. Intervalo de temperaturas máximas do ar medidas a diferentes alturas durante queimadas prescritas realizadas nas parcelas do Projeto Fogo, na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF, entre os anos de 1992 e 2000. Foram consideradas 39 queimadas: 21 em Campo Sujo (a), 12 em Cerrado *sensu stricto* (b) e seis em Cerrado Denso (c) com períodos de proteção contra o fogo variando de 1 a 20 anos. As queimadas foram realizadas nos meses de junho, agosto e setembro e foram iniciadas a favor do vento.

A grande variabilidade para os valores máximos reportados pode estar refletindo diferenças na distribuição vertical do combustível, na quantidade e na qualidade do combustível (proporção entre combustível vivo e morto) e na época da queima. De acordo com Miranda et al. (1993), a duração do pulso de calor, com temperaturas acima de 60 °C, varia de 100 a 250 s a 1 cm de altura, de 90 a 210 s a 60 cm e é de 50 s a 160 cm. Embora o tempo de residência seja baixo, a duração de temperaturas acima de 60 °C é longa o suficiente para danificar as folhas que são expostas ao fluxo de ar quente. Kayll (1968) e Wright (1970) mostraram que a temperatura letal para causar dano no tecido vegetal é uma função do conteúdo de água no tecido e do tempo de exposição a que é submetido.

Os danos sofridos pela vegetação lenhosa durante queimadas ou incêndios, sejam eles *leves*, como a perda total das folhas ou a morte de ramos, ou *moderados*, como a morte da parte aérea (*topkill*), têm sido apontados como os principais fatores determinantes da mortalidade de indivíduos lenhosos em situação de incêndios recorrentes (Medeiros e Miranda, 2008, 2005; Sato, 2003; Rocha-Silva, 1999). Considerando que grande parte das espécies lenhosas do Cerrado apresenta casca espessa, Rocha-Silva e Miranda (1996) e Guedes (1993) investigaram o efeito do fogo na elevação da temperatura do câmbio durante queimadas. Guedes (1993) mostrou que, como consequência dos diferentes tipos de casca, teores de água e condutividade térmica, o fogo atuou de forma diferenciada nas 19 espécies lenhosas estudadas. O autor sugere que é necessário que o indivíduo possua uma espessura de casca entre 6 mm e 8 mm para que ocorra proteção efetiva do tecido do câmbio durante a passagem da frente de fogo. O autor mostra que, em locais onde a espessura da casca apresenta menos de 6 mm de espessura, o câmbio será danificado se a temperatura do ar for da ordem de 380 °C por 42 segundos. Dessa forma, nos locais onde a casca não é espessa o suficiente para oferecer proteção, como nos ramos mais baixos, ou nos indivíduos mais jovens e nas rebrotas, o câmbio pode atingir temperaturas elevadas permanecendo acima de 60 °C por um período longo o suficiente para causar a morte do tecido.

As temperaturas do solo podem sofrer influência direta ou indireta das queimadas. Efeitos diretos são observados durante a passagem do fogo, com alterações nas temperaturas máximas registradas. Efeitos indiretos são causados pela alteração na vegetação. Estes são mais persistentes no tempo e, por isso, podem ter impacto maior do que os efeitos diretos. As temperaturas do solo de Cerrado durante queimadas foram estudadas em diferentes fitofisionomias desde a década de 1970 (Castro-Neves, 2000; Dias et al., 1996; Castro-Neves e Miranda, 1996; Dias, 1994; Miranda et al., 1993; César, 1980; Coutinho, 1978). As temperaturas máximas medidas no solo durante queimadas de cerrado variam entre 29 °C e 55 °C a 1 cm de profundidade, com variações menores a 5 cm e a 10 cm (Figura 3). A variabilidade nos valores máximos da temperatura a 1 cm de profundidade pode estar refletindo diferenças na quantidade e na composição do combustível consumido, no tempo de residência da frente de fogo e na quantidade de água no solo.

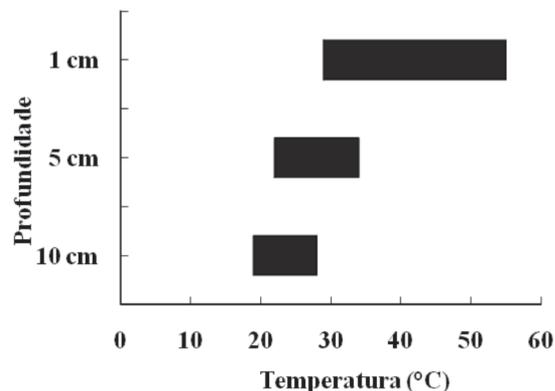


Figura 3. Temperaturas máximas do solo a 1 cm, 5 cm e 10 cm de profundidade durante queimadas em diferentes formas fisionômicas do Cerrado.

Em relação às temperaturas medidas antes das queimadas, as temperaturas máximas registradas resultantes da passagem do fogo raramente excedem em 20 °C a 1 cm de profundidade, 4 °C a 5 cm e 2 °C a 10 cm (Castro-Neves, 2000; Castro-Neves e Miranda, 1996; Dias, 1994). De forma geral, os valores máximos da temperatura a 1 cm de profundidade foram registrados cerca de 10 minutos após a passagem da frente de fogo e depois de horas a maiores profundidades (Castro-Neves e Miranda, 1996; Dias, 1994; Coutinho, 1978).

Ao considerarmos um único evento de queima, o pequeno aumento na temperatura do solo resultante da passagem da frente de fogo terá pouco efeito no conteúdo de matéria orgânica e na perda de nutrientes do solo (Castro e Kauffman, 1998; Kauffman et al., 1994; Coutinho, 1978). Já para efeitos no banco de sementes do solo, Andrade et al. (2002) reportam efeito negativo após queimadas prescritas em meados da estação seca.

A redução na cobertura vegetal, resultante do alto consumo de combustível (Tabela 1) e da deposição da camada de cinzas na superfície do solo, pode resultar em alterações no regime térmico do solo. Castro-Neves e Miranda (1996), Dias et al. (1996) e San José (1992) reportam que o fluxo de calor no solo pode ser de 40% a 70% maior em áreas de campo queimadas quando comparado a áreas protegidas do fogo. Essa alteração resulta em maiores amplitudes térmicas nas camadas superficiais do solo e é de curta duração devido à rápida remoção da camada de cinzas e da recuperação da vegetação do estrato rasteiro. Para uma área de Campo Limpo, Dias et al. (1996) reportam que as temperaturas do solo retornaram aos valores pré-queima em cerca de 30 dias.

Considerações finais

Os estudos sobre o comportamento do fogo no Cerrado caracterizam as queimadas como de superfície, rápidas, com intensidade mediana de 3.800 kW m⁻¹ e temperaturas máximas ocorrendo logo acima do estrato rasteiro. Entretanto, não foram encontrados estudos que relacionam o comportamento do fogo com os danos sofridos pela vegetação. Mais do que isso, essa caracterização está associada ao regime atual de queima, isto é, queimadas durante os meses da estação seca e com intervalos de queima entre 1 e 4 anos. Para realmente podermos compreender os efeitos do fogo na vegetação, são necessários estudos que caracterizem o comportamento do fogo em um regime mais próximo ao natural: queimadas durante os meses da estação chuvosa e transição seca-chuva com intervalos maiores entre os eventos de fogo.

Referências bibliográficas

- ALHO, C. J. R.; MARTINS, E. S. **De grão em grão, o Cerrado perde espaço. Documento para Discussão**. Brasília: WWF/Procer, 1995.
- ANDERSON, A. B.; POSEY, D. A. Reflorestamento indígena. **Ciência Hoje**, v. 6, p. 44-50, 1987.
- ANDRADE, L. A. Z.; NASCIMENTO NETO, W.; MIRANDA, H. S. Effects of fire on the soil seed bank in a cerrado *sensu stricto* in Central Brazil. In: VIEGAS, D. X. (Ed.). **Forest Fire Research & Wildland Fire Safety**. Rotterdam: Millpress, 2002. (ISBN 90-77017-72-0).
- ANDRADE, S. M. A. **Dinâmica do combustível fino e produção primária do estrato rasteiro de áreas de campo sujo de Cerrado submetidas a diferentes regimes de queima**. 1998. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1998.
- BYRAM, G. M. Combustion of forest fuels. In: DAVIES, K. P. (Ed.). **Forest Fires: Control and Use**. New York: McGraw Hill, 1959. p. 61-89.
- CASTRO, E. A.; KAUFFMAN, J. B. Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient

- of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. **Journal of Tropical Ecology**, v. 14, p. 263-283, 1998.
- CASTRO-NEVES, B. M. **Comportamento de queimada, temperatura do solo e recuperação da biomassa aérea em campo sujo nativo e em capim-gordura (*Melinis minutiflora*)**. 2000. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília, 2000.
- CASTRO-NEVES, B. M.; MIRANDA, H. S. Efeitos do fogo no regime térmico do solo de campo sujo de Cerrado. In: MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; DIAS, B. F. S. (Org.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília: ECL/UnB, 1996. p. 20-30.
- CÉSAR, H. L. **Efeitos da queima e corte sobre a vegetação de campo sujo na Fazenda Água Limpa, Brasília-DF**. 1980. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília, 1980.
- CHENEY, N. P. Fire behaviour. In: GILL, A. M.; GROVES, R. A.; NOBEL, I. R. (Ed.). **Fire and the Australian Biota**. Canberra: Australian Academy of Science, 1993. p. 151-175.
- COUTINHO, L. M. Aspectos ecológicos do fogo no Cerrado. I - A temperatura do solo durante as queimadas. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 1, p. 93-97, 1978.
- COUTINHO, L. M. Aspectos ecológicos do fogo no Cerrado. Notas sobre a ocorrência e datação de carvões vegetais encontrados no interior do solo, em Emas, Pirassununga, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 4, p. 115-117, 1981.
- COUTINHO, L. M. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. In: HUNTLEY, B. J.; WALKER, B. (Ed.). **Ecology of Tropical Savanna**. Ecological Studies, v. 42. Berlin: Springer Verlag, 1982. p. 273-291.
- COUTINHO, L. M. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. In: GOLDAMMER, J. G. (Ed.). **Fire in the Tropical Biota - Ecosystem Processes and Global Challenges**. Berlin: Springer Verlag, 1990. p. 82-105. (Ecological Studies, v. 8A)
- DIAS, B. F. S. Degradação ambiental: os impactos do fogo sobre a diversidade do Cerrado. In: GARAY, I.; BECKER, B. (Org.). **Dimensões humanas da biodiversidade: o desafio de novas relações homem-natureza no século XXI**. Petrópolis, RJ: Ed. Vozes, 2005. p. 187-213.
- DIAS, I. F. O. **Efeitos da queima no regime térmico do solo e na produção primária de campo sujo de Cerrado**. 1994. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília, 1994.
- DIAS, I. F. O.; MIRANDA, A. C.; MIRANDA, H. S. Efeitos de queimadas no microclima de solos de campos de cerrado - DF/Brasil. In: MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; DIAS, B. F. S. (Org.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília: ECL/UnB, 1996. p. 11-19.
- FERRAZ-VICENTINI, K. R. C. **História do fogo no Cerrado**. 1999. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília, 1999.
- FRANÇA, H.; RAMOS-NETO, M. B.; SETZER, A. **O fogo no Parque Nacional das Emas**. Brasília: MMA, 2007. (Série Biodiversidade, 27)
- GRIFFIN, G. F.; FRIEDEL, M. H. Effects of fire in Central Australia rangelands. I - Fire and fuel characteristics and change in herbage and nutrients. **Australian Journal of Ecology**, v. 9, p. 381-393, 1984.
- GUEDES, D. M. **Resistência das árvores do Cerrado ao fogo: papel da casca como isolante térmico**. 1993. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília, 1993.
- GUIDON, N.; DELIBRIAS, G. Carbon-14 dates point to man in the Americas 32.000 years ago. **Nature**, v. 321, p. 769-771, 1986.

- JOHNSON, E. A. **Fire and Vegetation Dynamics**. Cambridge Studies in Ecology. Cambridge: Cambridge University Press, 1992.
- KAUFFMAN, J. B.; COMMINGS, J.; WARD, D. L. Relationships of fire, biomass, and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian Cerrado. **Journal of Ecology**, v. 82, p. 519-531, 1994.
- KAYLL, A. J. Heat tolerance of tree seedlings. **Proceedings of the Tall Timbers Fire Ecology Conference**, v. 8, p. 9-15, 1968.
- KLINK, C. A.; MOREIRA, A. G. Past and current human occupation, and land use. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Ed.). **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. New York, USA: Columbia University Press, 2002. p. 69-88.
- KRUG, T.; FIGUEIREDO, H. B.; SANO, E. E.; ALMEIDA, C. A.; SANTOS, J. R.; MIRANDA, H. S.; SATO, M. N.; ANDRADE, S. M. A. **Emissões de gases de efeito estufa da queima de biomassa no Cerrado não-antrópico, utilizando dados orbitais**: relatório de referência. Brasília: MCT, 2002.
- LUKE, R. H.; McARTHUR, A. G. **Bushfires in Australia**. Canberra: Australian Government Publishing Service, 1978.
- MEDEIROS, M. B. **Efeitos do fogo nos padrões de rebrotamento em plantas lenhosas, em campo sujo, após queimadas prescritas**. 2002. Tese (Doutorado) – Universidade de Brasília. Brasília, 2002.
- MEDEIROS, M. B.; FIEDLER, N. C. Incêndios florestais no Parque Nacional da Serra da Canastra: desafios para a conservação da biodiversidade. **Ciência Florestal**, v. 14, p. 157-168, 2004.
- MEDEIROS, M. B.; MIRANDA, H. S. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, p. 493-500, 2005.
- MEDEIROS, M. B.; MIRANDA, H. S. Post-fire resprouting and mortality in *Cerrado* woody plant specie. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 65, p. 1-16, 2008.
- MELO, M. M. **A confluência entre a ecologia do fogo e o conhecimento xavante sobre o manejo do fogo no Cerrado**. 2007. Tese (Doutorado) – Centro de Desenvolvimento Sustentável. Universidade de Brasília, Brasília. 2007.
- MIRANDA, A. C.; MIRANDA, H. S.; DIAS, I. F. O.; DIAS, B. F. S. Soil and air temperatures during prescribed fires in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, p. 313-320, 1993.
- MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. C.; MIRANDA, A. C. The fire factor. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Ed.). **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. NY, USA: Columbia University Press, 2002. p. 53-68.
- MIRANDA, H. S.; ROCHA-SILVA, E. P.; MIRANDA, A. C. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. In: MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; DIAS, B. F. S. (Org.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília: ECL/UnB, 1996. p. 1-10.
- MOREIRA, A. G. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography**, v. 27, p. 1021-1029, 2000.
- NARDOTO, G. B.; BUSTAMANTE, M. M. C.; PINTO, A. S.; KLINK, C. A. Nutrient use efficiency at ecosystem and species level in savanna areas of Central Brazil and impacts of fire. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, p. 191-201, 2006.
- NETO, W. N.; ANDRADE, S. M. A.; MIRANDA, H. S. The dynamics of herbaceous layer following prescribed burning: a four year study in the Brazilian savanna. In: VIEGAS, D. X. (Ed.). **INTERNATIONAL CONFERENCE ON FOREST FIRE RESEARCH**, 3., 1998. Coimbra: Adai, 1998. p. 1785-1792.

- NEVES, W. A.; PILÓ, L. B. **O povo de Luzia**. São Paulo: Ed. Globo, 2008.
- PIVELLO, V. R.; COUTINHO, L. M. Transfer of macro-nutrients to the atmosphere during experimental burnings in an open cerrado (Brazilian savanna). **Journal of Tropical Ecology**, v. 8, p. 487-497, 1992.
- RAMOS-NETO, M. B.; PIVELLO, V. R. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. **Environmental Management**, v. 26, p. 675-684, 2000.
- ROCHA-SILVA, E. P. **Efeito do regime de queima na taxa de mortalidade e estrutura da vegetação lenhosa de campo sujo de Cerrado**. 1999. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília, 1999.
- ROCHA-SILVA, E. P.; MIRANDA, H. S. Temperatura do câmbio de espécies lenhosas do Cerrado durante queimadas prescritas. In: PEREIRA, R. C.; B NASSER, L. C. (Ed.). SIMPÓSIO SOBRE O CERRADO, 7., 1996. **Anais...** Brasília: Embrapa-CPAC, 1996. p. 253-257.
- SALGADO-LABOURIAU, M. L.; FERRAZ-VICENTINI, K. R. Fire in the Cerrado 32.000 years ago. **Current Research in the Pleistocene**, v. 11, p. 85-87, 1994.
- SAN JOSÉ, J. J. Mass and energy transfer within and between burned and unburned savanna environment. **Journal of Wildland Fire**, v. 2, p. 153-160, 1992.
- SAN JOSÉ, J. J.; FARINAS, M. R. Temporal changes in the structure of a *Thrachypogon* savanna protected for 25 years. **Acta Oecologica**, v. 12, p. 237-247, 1991.
- SATO, M. N. **Mortalidade de plantas lenhosas do Cerrado submetidas a diferentes regimes de queima**. 1996. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília, 1996.
- SATO, M. N. **Efeito em longo prazo de queimadas na estrutura da comunidade de lenhosas da vegetação do cerrado sensu stricto**. 2003. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília, 2003.
- SCHMITZ, P. E. I. Caçadores e coletores antigos da região do Cerrado. In: PINTO, M. N. (Org.). **Cerrado: ocupação e perspectivas**. Brasília: Edunb/Sematec, 1994. p. 109-154.
- SILVA, D. G. B. (Org.). **Os diários de Langsdorff - volume I**. Rio de Janeiro e Minas Gerais, 8 de maio de 1824 a 17 de fevereiro de 1825. Rio de Janeiro: Ed. Fiocruz, Brasil, 1997.
- TROLLOPE, W. S. W.; TROLLOPE, L. A.; HARDNET, D. C. Fire behaviour a key factor in the fire ecology of African grasslands and savannas. In: VIEGAS, D. X. (Ed.). **Forest Fire Research & Wildland Fire Safety**. Rotterdam: Millpress, 2002. (ISBN 90-77017-72-0).
- WARD, D. E.; SUSOTT, R. A.; KAUFFMAN, J. B.; BABITT, R. E.; CUMMINGS, D. L.; DIAS, B. F. S.; HOLBEN, B. N.; KAUFMAN, Y. J.; RASMUSSEN, R. A.; SETZER, A. W. Smoke and fire characteristics for cerrado and deforestation burns in Brazil: Base-B experiment. **Journal of Geophysical Research**, v. 97, p. 14601-14619, 1993.
- WRIGHT, S. J. A method to determine heat-caused mortality in bunchgrass. **Ecology**, v. 51, p. 582-587, 1970.

3 - Remote measurement of the 1992 Tapera prescribed fire at the Reserva Ecológica do IBGE

Philip J. Riggan
Robert G. Tissell
Robert N. Lockwood

Introduction

Across the 2 million km² of the Cerrado ecosystem in central Brazil, open burnings of vegetation are a common and frequent disturbance. Their origins predominantly are human today, but evidence of frequent burnings extends millennia into records from lacustrine sediments (Ferraz-Vicentini 1999). Burning is a visible source of extensive particulate air pollution and likely an important source of carbon emissions to the atmosphere that may contribute to global climate change (Krug et al. 2006, Riggan et al. *in preparation*). The season and frequency of burning may have important ecological effects on the structure, composition, and persistence of natural vegetation (Sato et al. 1998). Many of the expected or realized ecological and atmospheric effects are likely related to fire intensity and the mass of biomass consumed, but because of the extreme environment of fires and the difficulty of approaching them, the physical nature and variability of burning has only recently been measured and appreciated.

Infrared light at wavelengths longer than 1.6 μm is transmitted with little attenuation through the smoke particulates that can obscure flames in visible wavelengths of light. Thus, remote sensing of emitted infrared light offers a means to obtain synoptic or wide-area measurements of fire properties, but most airborne or satellite-based sensors have been incapable of measuring the very high infrared radiances associated with wildland fires unless the signal is diluted by large areas of low-radiance background emissions, as with the Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) or the fire channel of the Moderate Resolution Imaging Spectroradiometers (MODIS), which have nominal resolution of 1 km.

Two airborne multi-spectral sensor systems have been specifically designed and deployed to quantitatively measure the radiances of wildland fires at high spatial resolution: these are an extended-dynamic-range imaging spectrometer (EDRIS), built by a partnership of the NASA Ames Research Center and the United States Forest Service, Pacific Southwest Research Station (PSW), and the FireMapper thermal-imaging radiometer, which was constructed through a research joint venture between PSW and Space Instruments, Inc. These instruments have been employed in central Brazil to make the first quantitative, high-resolution measurements of the thermal properties and radiant emissions of active wildland fires. Their application resulted from a multi-year effort led by the U.S. Forest Service and the Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), through their Cooperation on Fire and Environmental Change in Tropical Ecosystems.

In this chapter we describe the results of remote sensing with EDRIS of a large prescribed fire and atmospheric measurements of its smoke plume in the Tapera area of the Reserva Ecológica of the Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística at Brasília, DF, Brasil. To date this remains one of the best-documented burnings in tropical savanna.

Methodology

Setting of the 1992 Tapera fire

The Tapera fire was ignited by hand-carried drip torches within a watershed of low relief ranging from 1040 to 1130 m elevation. Ignition proceeded from south to north along the eastern margin of the experimental area, along a stream course on the north, and from east to west, keeping abreast of the spreading fire, along the south margin (Figure 1). The fire terminated at a constructed firebreak on the west. Plant communities were comprised of three physiognomies of the Cerrado – Campo Cerrado, Campo Sujo, and Campo Limpo – that were distributed in that order from higher to lower elevations. Biomass structure in these communities has been described by Ottmar et al. (2001). We made remote sensing or *in situ* plume measurements of the Tapera fire over approximately three-quarters of an hour from first ignition through the end of active combustion (Figures 1 and 2). Remote sensing passes were made in the direction of the ambient wind – which was from the east northeast – as indicated by the directional tilt of the generated smoke column.

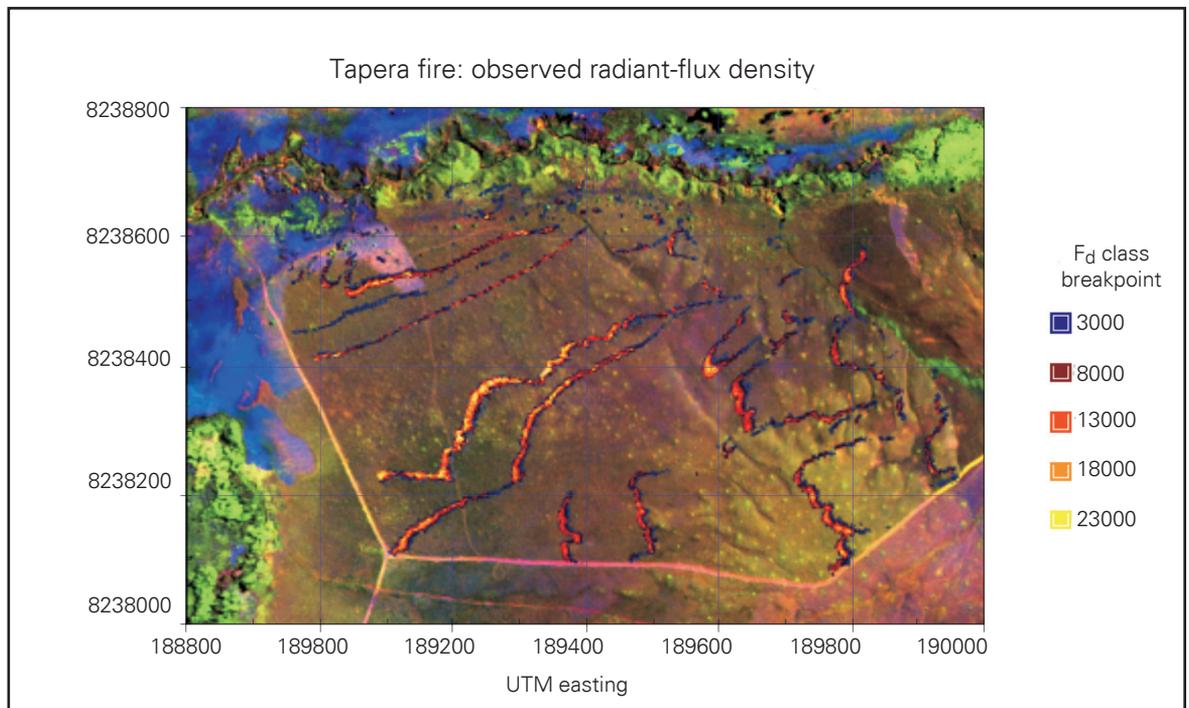


Figure 1. Observations of radiant-flux density ($\text{J m}^{-2} \text{s}^{-1}$) from six successive overflights of the 1992 Tapera fire. Fire-line data are depicted here on a multi-spectral image from the U.S. Forest Service’s FireMapper remote-sensing system; the background image is constructed from reflected red light (mapped in red), reflected near-infrared light (mapped in green), and emitted thermal-infrared light mapped in blue. This scene from the year 2000 shows the structure of the vegetation in the fire area, roads and firebreaks in the vicinity, and areas that had recently burned along the gallery forest on the west and north and in campo at the southeast. Within the Tapera watershed are areas of campo limpo in reddish tones and campo rupestre in light green, such as just north of the bend in the southern road. Timing for successive fire observations is given in Figure 2. Note the substantial differences in radiant-flux density between adjacent fire runs near (189600, 8238400), between successive observations of the north line, and along the south line at 16:10 local time. In the latter case, active fire runs have merged into a line becoming more parallel with the wind; these runs maintain higher radiant-flux density than the trailing flanks.

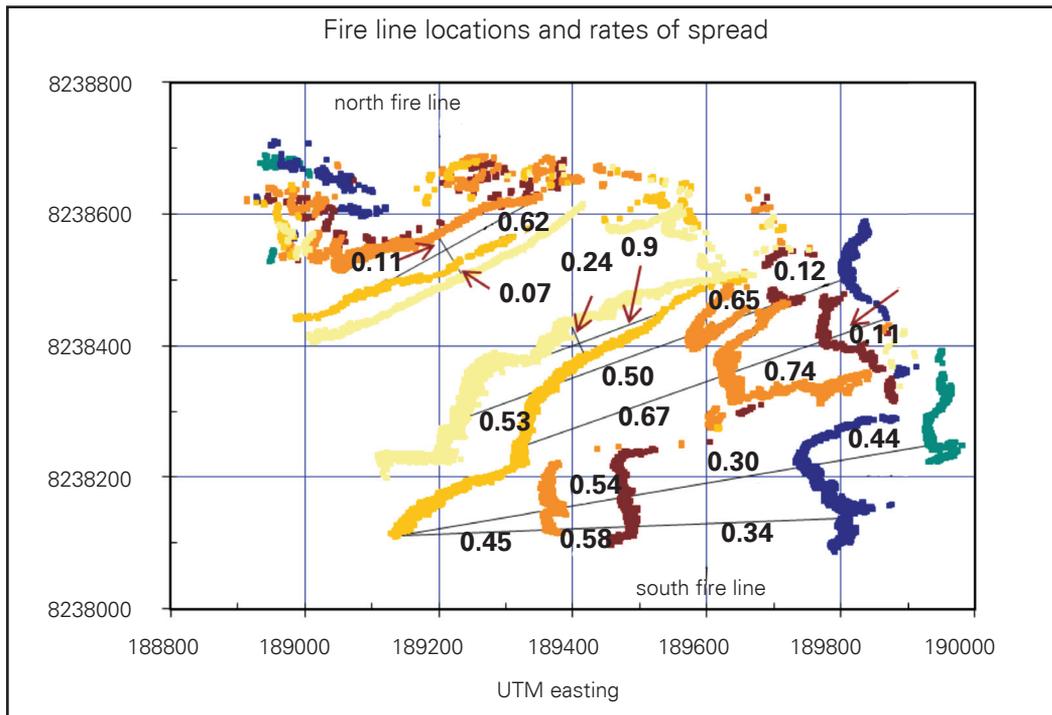


Figure 2. Progression map and rates of spread of the Tapera fire. Fire locations are color coded as follows: 15:35 local time (blue-green), 15:42 (dark blue), 15:58 (dark red), 16:01 (orange), 16:10 (gold), and 16:14 (yellow). Fire spread was generally from east-northeast to west southwest with the ambient wind. Ignition was primarily from upwind on the east and along a gallery forest on the north. Rates of spread along various vectors (shown as black lines) are indicated in m/s.

Airborne measurement

Remote sensing and atmospheric measurements were made from a King Air B200t research aircraft operated by the U.S. National Center for Atmospheric Research (National Center for Atmospheric Research 1990). The aircraft alternately was flown for several passes at high altitude for remote sensing and through the upwelling smoke plume for atmospheric measurements near the ground. CO₂ mixing ratio was measured with a closed-path Licor model 6262 analyzer. The aircraft was also instrumented for fast-response measurement of atmospheric state variables and components of air velocity in three dimensions (Lenschow and Spyers-Duran 1989).

Remote-sensing methodology

Radiance of the Tapera fire was measured and its progression mapped by the EDRIS line scanner, which produces imagery at infrared wavelengths of 1.56 to 1.69 μm , 3.82 to 3.97 μm , and 11.5 to 12.2 μm with spatial resolution of 2.6 m per 1000 m of altitude above ground level (Riggan et al. 2004). These wavelength bands correspond to atmospheric windows in the infrared where radiation is not strongly absorbed by water vapor. The infrared channels of the spectrometer were calibrated in the laboratory over a target of high emissivity at temperatures ranging from 300 to

860 K. The instrument employed dual-range linear preamplifiers to allow measurements across a wide range of radiances.

Flame temperatures within a wildland fire can be estimated by an iterative solution of two instances of the Planck function – as given, for example, by Liou (1980) – using the radiance measured by high-resolution remote sensing at each of two infrared wavelengths (Riggan et al. 2004, Matson and Dozier 1981). We refer to this herein as the two-channel method. In this fashion estimation of temperature is independent of that for emissivity and the fractional area of the hot target within an observed pixel. Wavelengths near 1.6 and 3.9 μm are optimal for estimating flame temperatures since they fall on either side of the expected maximum in flame radiance (Riggan and Tissell 2009) and occur in atmospheric windows of high radiation transmittance.

The temperature and radiance at one wavelength then can be used to estimate the product of the bulk *emissivity* (ϵ) and the *fractional area* (A_f) of the hot target. Observed emissivity is likely a function of the high specific emissivity of soot particles entrained in flames and the low optical density of those particles. The fire's wavelength-integrated radiant-flux density, F_d ($\text{J m}^{-2} \text{s}^{-1}$), a measure of radiant fire intensity, can be estimated from flame temperature and the combined emissivity-fractional area as:

$$F_d = \epsilon A_f \sigma T^4$$

where σ is the Stefan-Boltzmann constant, $5.67 \times 10^{-8} \text{ J m}^{-2} \text{ s}^{-1} \text{ K}^{-4}$.

Model estimates for the leading edge of a cerrado fire predict that hot ground and ash beneath a flaming front contribute approximately four percent of the radiance at 1.63 μm ; three-fifths of the radiance at 3.9 μm , and nearly nine-tenths of the radiance at 11.9 μm (Riggan and Tissell 2009). High-temperature flames, in contrast, are expected to dominate radiant emissions at the shortest wavelength and provide two-fifths of the radiance at the intermediate wavelength. Because of the contribution from both flames and hot ash at 3.9 μm , application of the two-channel method employing radiances at 1.63 and 3.9 μm is expected to underestimate flame temperatures by approximately 60 K.

Fire observations

Flame temperatures and combined emissivity-fractional area estimated by the two-channel method

Flames in the Tapera fire were of high temperature – 95 percent of all fire-line observations were between 871 and 1469 K – but not bright compared with a classic blackbody radiator; 95 percent of these observations obtained values of ϵA_f between 0.006 and 0.250. (Temperature estimates associated with fire lines of the Tapera fire were rarely less than 800 K; we include here all observations greater than 700 K). Median observed temperature was 1101 K (828°C); median observed ϵA_f was 0.049. Thus, observed fire lines had an expected brightness only five percent of that of a blackbody at equivalent temperature. We have previously observed a value of ϵA_f near unity only infrequently in high-resolution measurements of an intense fire in slashed tropical forest near Marabá (Riggan et al. 2004).

Mean flame temperatures varied little – from 1097 to 1125 K – across the six overflights of the Tapera fire. Mean temperature of all spatial observations was 1116 K (SD=165). Gradients in temperature were observed across the depth of fire lines, with highest temperatures generally measured at their leading edge (Figure 3). These gradients were not nearly as steep, however, as were the gradients in radiant-flux density. Time courses in temperature and radiant-flux density, estimated by applying to fire-line spatial data a time base derived from rate of spread, showed that temperatures along one fire run of 50 m width declined on average by approximately 300 K during 40 seconds of fire passage; radiant-flux density concurrently rose to a peak of approximately

12,000 J m⁻²s⁻¹ after 9 seconds and fell to 2,300 within 40 seconds. Constructed trends in radiant-flux density with time were quite variable, which we suspect was likely a reflection of flame turbulence, and to some degree, spatial variations in fuel.

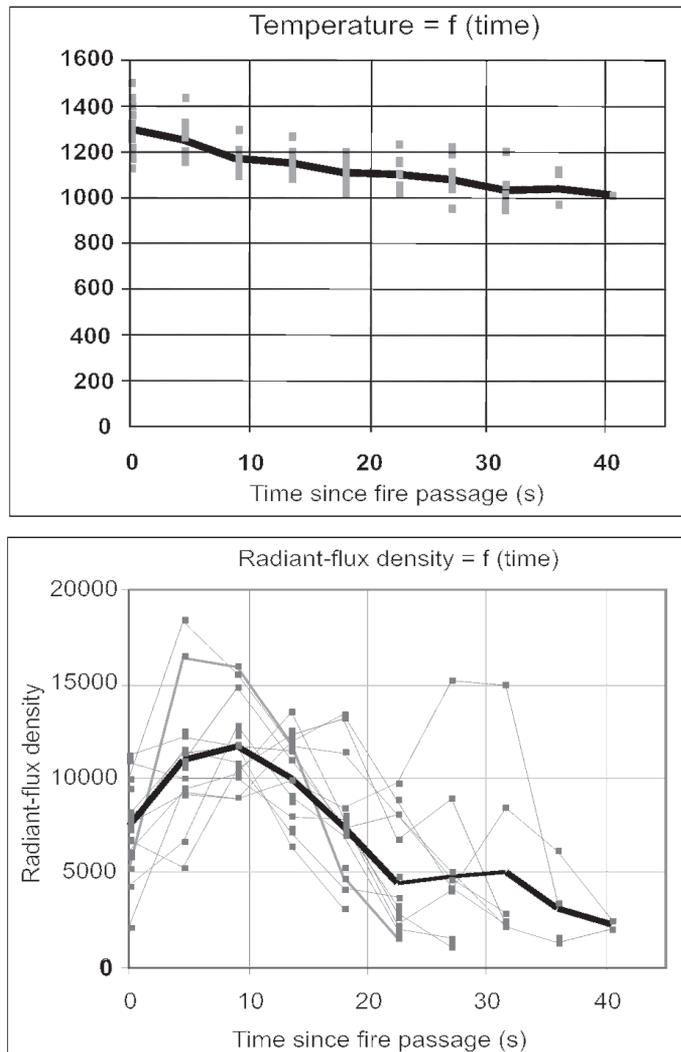


Figure 3. Estimated time courses, computed from rate of spread, in fire-line temperature (top) and radiant-flux density (bottom) along an approximately 50-meter-wide fire run as depicted at (189630, 8238350) in Figure 1. Averages are shown in the black line; individual samples along the fire line are shown in gray. Radiant-flux density declines more markedly over 40 seconds and is more highly variable than is fire-line temperature.

Radiant-flux density

Radiant-flux density apparently marked important variations in fire behavior in what was thought to be fairly uniform grassland fuels (Figure 1). The north fire line, which was largely oriented parallel to the ambient wind, overall showed a lower radiant-flux density than the south line, which especially during early to middle burning periods was more wind driven. The north line did wax and wane: segments therein developed higher radiant-flux density where small runs occurred at 16:01 local time; there were uniformly low values at 16:10; these had increased markedly by

last observation at 16:14. Two adjacent fire runs on the south line near UTM coordinates 189600, 8238400 at 16:01 did exhibit markedly different levels of radiant-flux density, possibly due to differences in fuels. These differences were not reflected in differences in flame temperature (from the two-channel method), but were apparent in the $11.9\ \mu\text{m}$ radiometric temperature, which is thought to reflect the spatially averaged temperature of hot, high-emissivity ash beneath an active flaming zone. The south line at 16:10 local time was comprised of two regions of high radiant-flux density (Figure 4) – which appeared to correspond with extensions of earlier fire runs – each of which had associated trailing flanks of low radiant-flux density. These latter features in radiant-flux density were not present in the observed maximum fire-line temperatures (Figure 4) and appeared to result from variations in εA_f .

Another way to view the importance of observed distributions of temperature and εA_f is to examine the distribution of radiant-energy flux across these variables. Across all observations of the Tapera fire, ninety-five percent of the radiant-flux density was associated with temperatures between 898 and 1424 K and values of εA_f between 0.014 and 0.31 m^2/m^2 . One half of the total radiant-flux density was observed at temperatures below 1131 K and a value of εA_f of 0.091. (These percentile values for all observations of the Tapera fire differ slightly from those previously reported by Riggan et al. (2004) for a single overflight of the fire.)

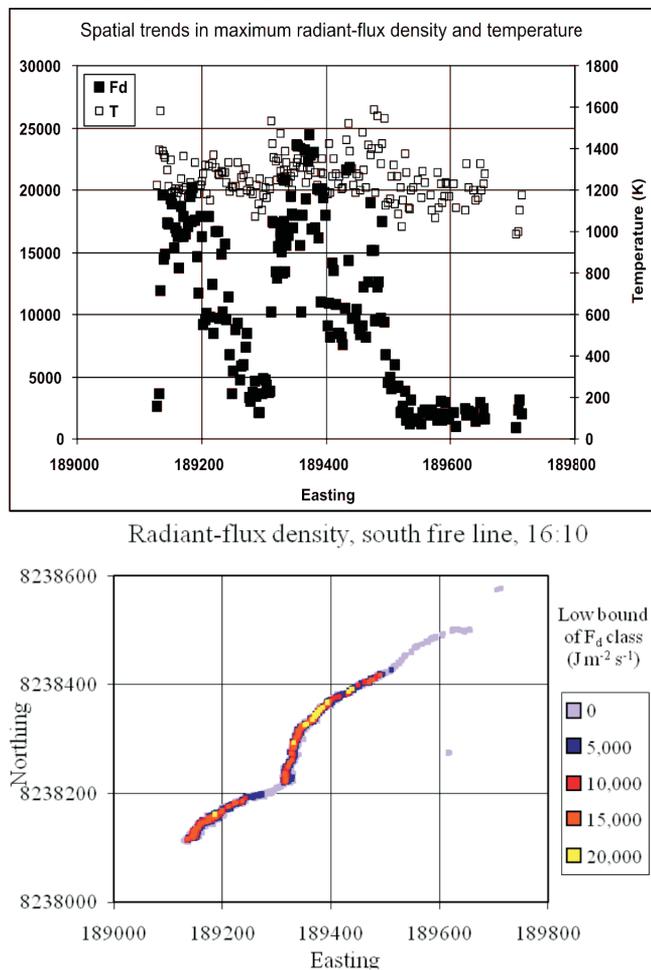


Figure 4. Trends in radiant-flux density, F_d ($\text{J m}^{-2} \text{s}^{-1}$) and temperature, T , (K) (top) along the length of the south fire line at 16:10 (as shown at bottom). Note that although peak temperature along the length of the fire line shows seemingly random variation and no consistent trends, radiant-flux density clearly shows the inclusion of two energetic fire runs with trailing flanks of low intensity.

What is the relative importance of radiant-energy flux from high-temperature regions in a fire line as opposed to those of lower temperatures? The 4th power dependence of radiant-flux density on temperature would appear to ascribe a *much* greater importance to relatively infrequent occurrences of high temperature. Observations show that this is not generally the case; the 20 percent of all observations of the Tapera fire that were above 1230 K, accounted for an equivalent 20 percent of the total radiant-flux density (Figure 5). Only at lower temperatures did the relative contribution to total radiant-flux density fall substantially in relation to the frequency of temperature occurrence: e.g., temperatures below 1000 K accounted for 24 percent of observations but only 15 percent of the flux density. These observations may be due in part to the decline in fractional area at the highest temperatures (Figure 6). This inverse relation may be due to the highest temperatures occurring at the leading edge of fire lines where fractional areas would be expected to be reduced or to a greater importance behind the fire's leading edge of background hot soil than flames; this would tend to increase the apparent emissivity-fractional area while causing a relatively higher radiance at 3.9 μm compared with that at 1.6 μm , the effect of which would lead to a lower bulk temperature estimate by the two-channel method. Another possibility may be that the bulk emissivity of high temperature flames is reduced by lower soot-particle concentrations therein.

Measurements from both the Tapera fire in cerrado vegetation and a fire in partially slashed tropical forest near Marabá showed that the radiant-flux density obtained from high-resolution radiance measurements at 1.63 and 3.9 μm could be predicted with high precision based on a linear relationship to the high-resolution measurement of fire radiance at 3.9 μm alone (Figure 7) (Riggan and Tissell 2009).

Why does this relationship exist? We note that the 3.9 μm wavelength is centrally located on a typical blackbody curve for the temperatures observed in wildland fires (cf. Riggan and Tissell 2009). A given value of radiant-flux density – the area under the Planck function – can be obtained by a range of conditions ranging from especially hot flames with low εA_f to cooler, yet hot, ground with high εA_f . For constant radiant-flux density and the observed range in flame temperatures, the above tradeoff results in only a small change in radiance at the central, 3.9 μm wavelength. The 1.6 μm radiance by contrast shows no such tradeoff and falls off markedly in the latter situation (very warm ground with high εA_f).

Rates of spread

As we have noted elsewhere (Riggan et al. *in preparation*) the rate of spread of a wildland fire may be problematic to quantify: what one observes with even frequent remote sensing is a semi-continuous, irregular line of the fire perimeter that is translated and stretched with time. For the Tapera Fire, the direction of spread from point to point was not readily identifiable, and even the rate of spread of the head of the fire was difficult to quantify because of the changing shape of the fire line – here we measured vectors of spread over a time interval without a point-to-point map of how the fire actually progressed. One can estimate directional components of the spread, for example along a particular azimuth or in the direction of the ambient wind, but these do not necessarily represent how the fire got from one point to another. The areal progression of burning with time is better defined and more amenable to measurement.

Downwind spread of the Tapera Fire was marked by several nearly individual runs that remarkably did not progress together even with little variation in terrain or ignition timing (Figures 1 and 2). A run that developed from the earliest ignition in the southeast of the burned area was observed to spread initially at 0.44 m/s and throughout its course at from 0.3 to 0.58 m/s. The next segment ignited to the north initially bifurcated with each of two runs spreading at only 0.11 to 0.12 m/s. These quickly accelerated during the interval between the 3rd and 4th observations (from 15:58 to 16:01 local time) to spread at 0.65 to 0.74 m/s. We speculate that this high rate of spread

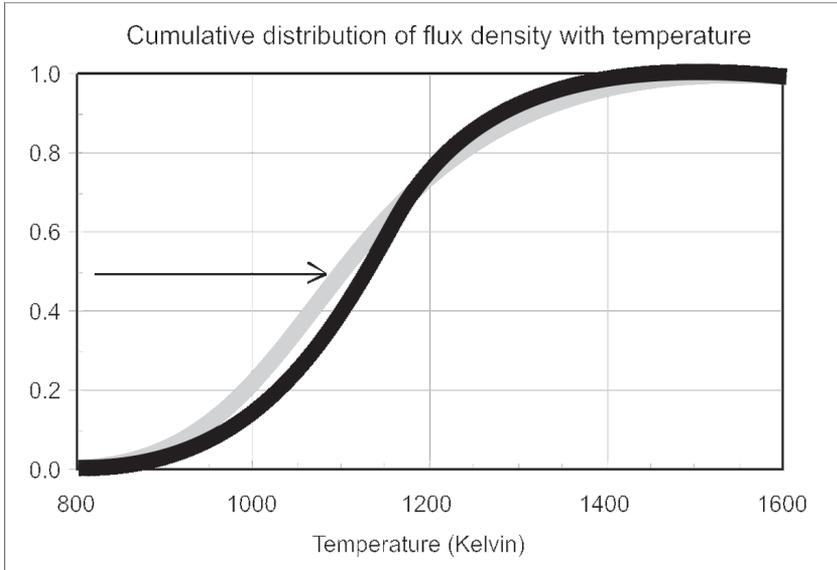


Figure 5. Cumulative distribution of flux density with temperature (dark symbols) compared with the cumulative distribution of all observations with temperature (gray symbols). The median value is marked by an arrow. Whereas one-half of all observations were associated with temperatures below 1101 K, these accounted for only 40 percent of the total radiant-flux density observed. Low temperature observations made a much less than proportional contribution to the overall radiant-flux density. Note that the 20 percent of all observations that were above 1230 K, accounted for an equivalent 20 percent of the total radiant-flux density.

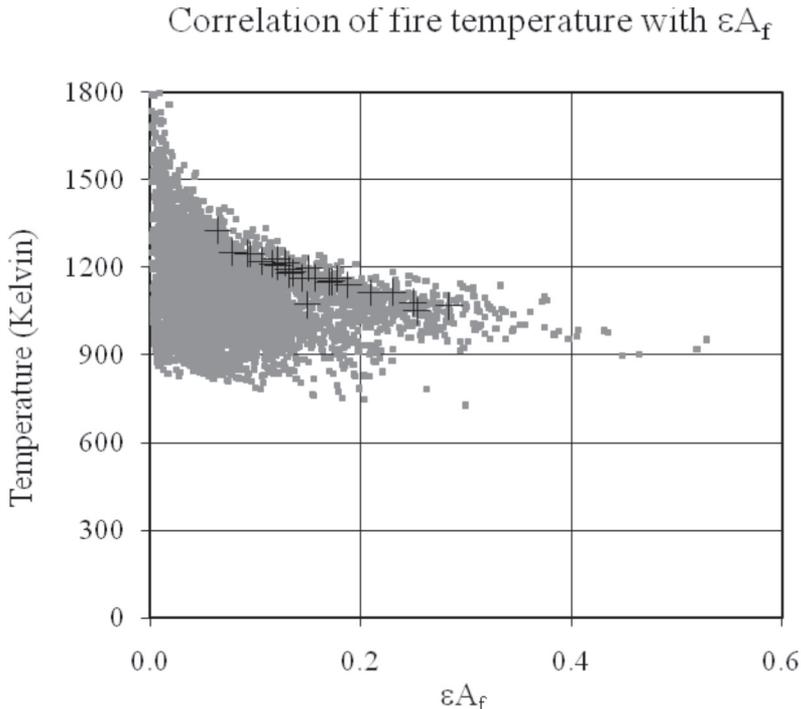


Figure 6. Distribution of temperature with emissivity-fractional area (ϵA_f) for all fire-line observations (gray symbols) and for a selection of pixels (as indicated by the + symbols) from a fire run at 16:01 local time (cf. Figure 3). Overall, ϵA_f was not a good predictor of fire temperatures, but in local areas of actively spreading fire there was an inverse relationship between the variables.

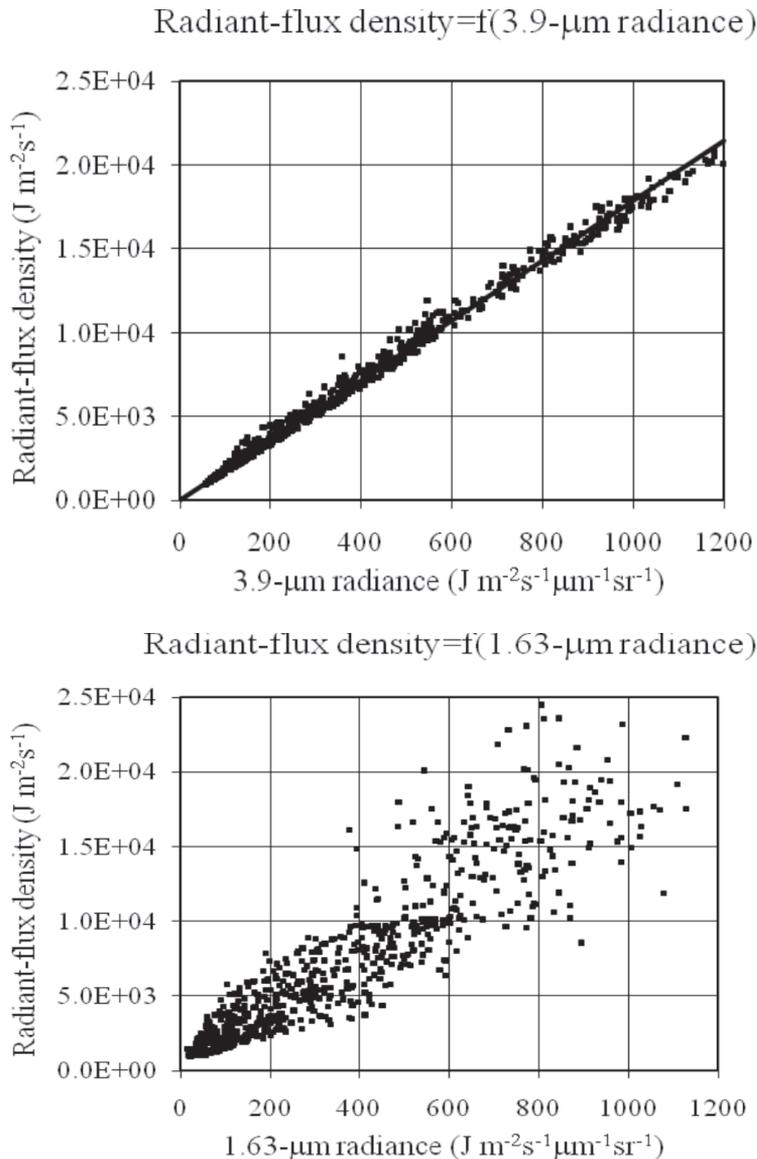


Figure 7. Radiant-flux density as a function of single-channel radiances for the Tapera fire. The 3.9 μm radiance (top) alone provides a good predictor of the radiant-flux density as determined by a two-channel method.

may have been influenced by fire-generated winds associated with the southern-most, downwind fire run. By the 5th observation at 16:10 the second and third runs from the south had merged and begun to pivot, producing a fire line with a large component parallel to the ambient wind. Over this interval rates of spread consistently exceeded 0.5 m/s. None of the fire runs appeared to course the length of the planned burned area while maintaining a well-defined front perpendicular to the wind. Between the 5th and 6th observations, the trailing flank of the south line appeared to spread nearly perpendicular to the wind, but may have moved partially by a large and rapid translation largely along the line and in the direction of the ambient wind. Such a translation would have required a spread-rate vector of 0.9 m/s, somewhat above the upper range of observed values.

The north line of the Tapera Fire was ignited for fire control along the margin of a wetland area, which coincidentally was oriented parallel to the ambient wind. Over the first three observations burning there was not organized into a continuous line and observed radiant-flux density was low. At the 4th mapping of the fire at 16:01, approximately 26 minutes after first observation, the north line had become organized with two small lobes on the west and portions of the line with high values of radiant-flux density. Although overall the north line appeared to spread to the south-southeast, perpendicular to the wind, the high radiant-flux density at the 4th mapping suggests a stronger directional component of spread with the wind and a small directional component uphill and perpendicular to the wind. In essence, the line may have propagated to the south-southeast by a strong translation nearly at a right angle to that direction and along its length. The apparent spread component with the wind there, 0.62 m/s, was within the realm of the rates observed for fire runs of the south fire line. We did observe from overhead that the flames of the north line generally were oriented with a tilt down the length of the fire line and not over the unburned fuel, thus one would not expect a large propagating flux perpendicular to the wind. By the 5th mapping of the fire, 34 minutes after first observation, the north line had extended to the western end of the fire area and was oriented parallel to the ambient wind with low levels of radiant-flux density throughout its length. At last observation, the north line developed higher levels of radiant-flux density as it approached the south line.

Modeling fuel consumption and carbon flux to the atmosphere

Flame radiance and fire areal growth rate measured by remote sensing have provided a provisional but promising estimator for fuel consumption rate and the rates of carbon and sensible-heat flux to the atmosphere (Riggan et al. 2004).

Sensible-heat and carbon fluxes from three large fires in central Brazil, including the Tapera fire, were estimated from *in situ* aircraft-based measurements of smoke-plume cross-sectional area and the vertical components of wind velocity, air temperature, and CO₂ mixing ratio within those plumes. Carbon and energy flux per unit area burned were estimated for the Tapera fire from the ratio of these whole-fire rates and the associated areal progression of the fire over time (m²/s) (Riggan et al. 2004). The plume-based fuel consumption estimate so derived, 1.1 kg/m², compared well with nearby ground-based estimates of biomass loss during burning in somewhat lighter fuels (0.8 to 1.0 kg/m²) (Dias 1994).

Whole-plume carbon and sensible heat fluxes were then related to *remotely sensed* flame properties by a simple model. The model set the sensible-heat flux (Q_s) equal to the product of the density (ρ_{air}) and specific heat (C_p) of moist air, the eddy diffusivity of heat (K_H) – which was assumed proportional to flame temperature (T_f) – and the near-ground potential temperature gradient ($\partial\theta/\partial z$), which was taken as proportional to the difference between flame temperature and that of the overlying ambient air (T_{amb}). Thus, $Q_s = \rho_{air} C_p k_T T_f (T_f - T_{amb})$.

With Q_s given in J m⁻² s⁻¹, ρ_{air} in g m⁻³, C_p in J g⁻¹ K⁻¹, and T in K, application of the model to remote-sensing observations of high-temperature ($T_f > 1100$ K), flaming combustion of a fire in savanna vegetation yielded a value of the proportionality constant $k_T = 0.0026$. When applied to observations of a second free-burning savanna fire and of a tropical-forest slash fire, this remote-sensing-based model produced estimates of sensible heat flux that were highly consistent with *in situ* plume measurements from the two fires. Furthermore, whole-plume carbon flux was strongly correlated with the flux of sensible heat (Riggan et al. 2004). Thus, the rate of fuel consumption by flaming fronts of entire large fires could be estimated from fire *temperature* estimated from radiance at short- and mid-wave infrared wavelengths. It remains to be seen whether carbon and heat fluxes and plume rise can be as well related to the radiant-flux density or a single-wavelength fire radiance measurement.

Implications for large-scale fire monitoring

Wildland fires present a complex of thermal gradients comprised of flaming fronts, ash, residual flaming combustion, smoldering of larger biomass elements, and unburned vegetation (Riggan et al. 2004). Airborne remote sensing at high spatial-resolution provides an opportunity of resolving these components and gradients. Low-resolution observations, as with some satellite-based sensors such as the MODIS, will necessarily encompass radiation from a variety of these elements.

Based on these results, one would not expect a single mid-wave infrared channel at 3.9 μm , as measured by MODIS, to adequately represent the diversity of temperatures and low εA_f occurring in nature. Furthermore, one could not estimate both temperature and εA_f from such a single item of information, and neither temperature nor εA_f were constant even across savanna fires with a limited range in fuel loading. Direct knowledge of fire temperatures may be important for understanding some fire effects; for example, in one large cerrado fire large reaches of low temperature, residual combustion were associated with high rates of carbon monoxide and methane emissions (Riggan et al. 2004). However, as shown above, the radiant-flux density *could be predicted with high precision* based on a linear relationship to the high-resolution measurement of fire radiance at 3.9 μm alone. Furthermore, ignoring the “background” radiance, an *average* 3.9 μm radiance from across a coarse-resolution pixel might be expected to adequately estimate an *average* radiant-flux density for the incorporated high-temperature elements. Thus, a single channel of MODIS data, absent considerations of background non-fire radiance within a pixel, might adequately represent the average radiant-flux density as measured at high resolution. However, the problematic nature of correcting for background radiance may obfuscate the measurement of fire intensity. Given the above considerations, a rigorous test is needed to examine the adequacy of coarse-resolution satellite-based observations, such as the MODIS 3.96 μm fire channel, as a means to extensively measure fire properties including radiant-flux density and estimate emissions to the atmosphere.

Conclusions

Remote measurements of the Tapera fire have provided an unprecedented look at the physical properties of a free-burning wildland fire. Although the *mean* radiometric temperature, determined from radiances at 1.6 and 3.9 μm , varied only by 128 K across six successive overflights, spatial variation in temperature was much greater: 95 percent of all spatial measurements spanned a range of ca. 600 K (from 871 to 1469 K). Much of this variation appeared to be associated with gradients across the width of fire lines. Emissivity-fractional area of the fire attained only low values overall, thus, at short- and mid-wave infrared wavelengths the fire was not especially bright in comparison to a blackbody radiator. In comparison with fire-line temperature, radiant-flux density, which is a measure of fire intensity, showed greater variability from regions of actively spreading fire lines to the fire’s trailing flank and across the width of some actively spreading fire runs. Fire was observed to spread along vectors with the wind at velocities of up to 0.74 m/s. Several individual fire runs that developed early in the burning period coalesced into a single line that pivoted to run more parallel to the wind. Some reaches of apparently slow lateral spread of the fire perpendicular to the wind may have been due to a rapid translation of the line nearly down its length. Fire radiant-flux density was well correlated with the measured radiance of the fire at 3.9 μm wavelength; measurements at that single wavelength could be used to map important features of fire behavior. Remote sensing methodology first applied at the Tapera fire is expected to have wide application for understanding the behavior and environmental effects of wildland fires.

Literature cited

- DIAS, I. F. O. **Efeitos da queima no regime térmico do solo e na produção primária de um campo sujo de cerrado.** 1994. Dissertação (Mestrado). Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília, 1994.
- FERRAZ-VICENTINI, K. R. C. **História do fogo no Cerrado.** 1999. Tese (Doutorado). Universidade de Brasília. Brasília, Brasília, 1999.
- KRUG, T.; FIGUEIREDO, H. B.; SANO, E. E.; ALMEIDA, C. A.; SANTOS, J. R.; MIRANDA, H. S.; SATO, M. N.; AND ANDRADE, S. M. A. 2006. **Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa Relatórios de Referência Emissões de Gases de Efeito Estufa da Queima de Biomassa no Cerrado Não-Antrópico Utilizando Dados Orbitais.** Ministério da Ciência e Tecnologia, 2006. Available online at <http://www.mct.gov.br/upd_blob/0008/8805.pdf>.
- LENSCHOW, D. H. & SPYERS-DURAN, P. **Measurement Techniques: Air Motion Sensing.** National Center for Atmospheric Research, Research Aviation Facility, 1989. Boulder, Colorado, USA. (Bulletin 23).
- LIU, K. **An introduction to atmospheric radiation.** London, England. Academic Press, 1980. International Geophysics Series, vol. 26, London, England.
- MATSON, M. & DOZIER, J. Identification of subresolution high temperature sources using a thermal IR sensor. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 47, p. 1311-1318, 1981.
- NATIONAL CENTER FOR ATMOSPHERIC RESEARCH. **The King Air: Overview and Summary of Capabilities. National Center for Atmospheric Research, Research Aviation Facility**, 1990. Boulder, Colorado, USA. (Bulletin 2).
- OTTMAR, R. D.; VIHANEK, R. E.; MIRANDA, H. S.; SATO, M. N.; & ANDRADE, S. M. A. **Stereo photo series for quantifying Cerrado fuels in Central Brazil.** 2001. Vol. 1. General Technical Report PNW-GTR-519. Portland, Oregon: United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- RIGGAN, P. J. & TISSELL, R. G. Airborne remote sensing of wildland fires, In: A. BYTNEROWICZ, A; ARBAUGH, M.; RIEBAU, A.; ANDERSEN, C. (Ed.). **Wildland Fires and Air Pollution.** Amsterdam, The Netherlands: Elsevier Publishers. 2009. p.139-170. (Developments in Environmental Science, v. 8).
- RIGGAN, P. J.; LOCKWOOD, R. N.; TISSELL, R. G.; BRASS, J. A.; PEREIRA, J. A. R.; MIRANDA, H. S.; MIRANDA, A. C.; CAMPOS, T.; AND HIGGINS, R. Remote measurement of energy and carbon flux from wildfires in Brazil. **Ecological Applications**, v.14, p. 855-872, 2004.
- RIGGAN, P. J.; WOLDEN, L. G.; RECHEL, J.; TISSELL, R. G.; MIRANDA, H. S.; PEREIRA, J. A. R.; & BRASS, J. A. Fire occurrence and carbon emission from burning in the Brazilian Cerrado ecosystem. **In preparation.**
- SATO, M. N.; GARDA, A. A.; & MIRANDA, H. S. Effects of fire on the mortality of woody vegetation in central Brazil. In: VIEGAS, D. X. (Ed.). **Proceedings of the 3rd International Conference on Forest Fire Research and 14th Conference on Fire and Forest Meteorology.** Coimbra, Portugal: ADAI, University of Coimbra. 1998. v. II., p. 1777-1784.

4 - Emissões de gases-traço (CO₂, CO, NO e N₂O) do solo para a atmosfera em fitofisionomias de Cerrado sob diferentes regimes de queima

Alexandre de S. Pinto
Mercedes Maria da C. Bustamante

Introdução

Atividades humanas têm potencializado o carregamento da atmosfera com gases-traço, que exercem papel importante na química da atmosfera, como o dióxido de carbono (CO₂), o monóxido de carbono (CO), o óxido nítrico (NO) e o óxido nitroso (N₂O) (IPCC, 2007). Além de contribuírem de forma direta ou indireta para o aquecimento global, a emissão desses gases também representa uma saída de nutrientes de ecossistemas.

A magnitude das emissões de gases-traço do solo pode ser influenciada pelas mudanças na cobertura e no uso da terra, que, por sua vez, estão frequentemente associadas ao uso de queimadas. As queimadas promovem a remoção da serapilheira, exposição do solo, remoção dos tecidos aéreos, incremento da disponibilidade de luz e enriquecimento temporário de nutrientes minerais na superfície do solo (Miyanishi e Kellman, 1986; Batmanian, 1983). As reduções da biomassa vegetal e da camada de serapilheira alteram os fluxos de energia e de matéria entre solo, planta e atmosfera, alterando também o status nutricional do sistema (Frost e Robertson, 1987).

Queimadas frequentes em sistemas savânicos provocam alterações na estrutura e na composição da comunidade vegetal, como o aumento da importância do estrato herbáceo e a extinção local de espécies lenhosas que não possuem adaptações para suportar o fogo, como casca espessa e meristemas protegidos (Sato, 1996). Essas alterações modificam os compartimentos de alocação de nutrientes entre as camadas lenhosa e herbácea da vegetação, e as taxas de emissões de gases-traço do solo para a atmosfera.

Devido à extensão, ocupando 22% do território nacional, e às intensas mudanças na cobertura da terra com a utilização de queimadas para o manejo, os solos sob Cerrado podem ser importante fonte de gases-traço para a atmosfera. Klink e Machado (2005) estimaram que mais de 55% da área do Cerrado tenha sido convertida pelo uso da terra e a taxa de desmatamento seria de 22.000 a 30.000 km²ano⁻¹.

Este capítulo apresenta compilação dos resultados obtidos em estudos sobre as emissões de CO₂, CO, NO e N₂O em áreas nativas de Cerrado considerando duas diferentes fitofisionomias: Campo Sujo (cobertura arbórea menor do que 5%) e Cerrado *sensu stricto* (cobertura arbórea entre 20% e 50%) na Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (RECOR/IBGE), localizada a 35 km ao sul do centro de Brasília (15°56'S, 47°53'W). Os estudos incluíram as variações sazonais nos fluxos dos gases-traço e o efeito de queimadas prescritas.

Características dos gases-traço estudados

O óxido nitroso (N_2O) é um gás de efeito estufa (GEE) estável na troposfera e absorve fortemente a radiação infravermelha, tendo longa vida na atmosfera (aproximadamente 120 anos). Seu potencial de aquecimento global é 298 vezes maior quando comparado ao CO_2 (IPCC, 2007). Na estratosfera, o N_2O é destruído por fotólise e por reação com o oxigênio excitado, que é uma fonte de óxido nítrico, que, por sua vez, contribui para a destruição do ozônio estratosférico (Crutzen, 1970). Houve aumento da concentração deste gás na atmosfera, entre a era pré-industrial e a atual, de 270 ppbv (partes por bilhão por volume) para 319 ppbv (em 2005), com potencial de impacto sobre o clima global durante o próximo século (IPCC, 2007). O balanço global de N_2O é afetado por fontes antropogênicas, com contribuição aproximadamente 50% maior em relação às fontes naturais de ecossistemas terrestres e dos oceanos para o aumento da concentração desse gás na atmosfera (Hirsch et al., 2006). Solos de florestas tropicais são a fonte natural mais importante de N_2O (Matson e Vitousek, 1990).

O óxido nítrico (NO) é um gás com curto tempo de vida, sendo bastante reativo, e influencia no balanço oxidativo da troposfera e na produção de ozônio, um componente do *smog* fotoquímico e um gás de efeito estufa. A maioria do NO atmosférico é produzido pela combustão de combustíveis fósseis ou por descargas elétricas (Davidson e Kingerlee, 1997). A estimativa global das emissões de NO do solo é menos acurada que para N_2O , sendo por volta de 21 Tg N ano⁻¹ (Davidson e Kingerlee, 1997).

Nos solos, a regulação da produção e da emissão de N_2O e NO foi descrita em um modelo conceitual, conhecido como o *hole-in-the-pipe* (Firestone e Davidson, 1989). Esse modelo tem sido formalizado em modelos biogeoquímicos de simulação, como NASA-CASA (Potter et al., 1998) e TEM (Melillo et al., 2001). Segundo esse modelo, as emissões totais de N_2O e NO são proporcionais ao nitrogênio inorgânico (íons amônio e nitrato) que flui através dos processos (representados por tubos ou *pipes*) de nitrificação e denitrificação. A emissão de gases ao longo desses processos (representado pela saída dos tubos através de buracos ou *holes*) é regulada pelas condições do solo, como umidade e concentração de oxigênio. Condições anaeróbicas são encontradas em solos quando a taxa de difusão de O_2 é mais lenta do que o consumo de O_2 . Dentro do ambiente do solo, o processo aeróbio de nitrificação (predominante quando os espaços dos poros preenchidos por água – EPPA – correspondem a menos de 60% do espaço poroso do solo) é mantido principalmente por bactérias autotróficas e arqueias (Leininger et al., 2006), resultando na conversão de amônio (NH_4^+) a nitrato (NO_3^-) com nitrito (NO_2^-) como intermediário. Denitrificação é um processo anaeróbio (predominante quando EPPA > 60%) em que os denitrificadores reduzem NO_3^- para NO_2^- , NO, N_2O e, por fim, para nitrogênio molecular (N_2). As vias de denitrificação completa resultam na redução de NO_3^- para N_2 , mas significativas quantidades de NO e N_2O podem ser emitidas antes da redução do total de N_2 . O pH do solo, a composição de íons metálicos e a matéria orgânica do solo (MOS) exercem controle no processo abiótico de quimiodenitrificação, em que o NO_2^- produzido pelos microrganismos se decompõe em NO e NO_2 (Davidson, 1992).

A liberação de CO_2 para a atmosfera tem ocorrido em uma velocidade maior do que a capacidade dos oceanos e a da vegetação terrestre em removê-lo. A concentração atmosférica global de CO_2 aumentou de um valor pré-industrial de cerca de 280 ppm (partes por milhão) para 379 ppm, em 2005, e a taxa anual de aumento dessa concentração foi mais elevada durante os últimos 10 anos (média de 1995 a 2005: 1,9 ppm por ano – IPCC, 2007). Apesar da existência de gases mais eficazes na absorção da radiação infravermelha, o CO_2 é responsável por 60% do efeito estufa, devido a sua maior concentração relativa na atmosfera (Kirchhoff, 1992). A respiração do solo é o

fluxo de CO_2 da superfície solo-serapilheira e é formado pelos processos de respiração radicular, decomposição microbiana da MOS (morte de raízes), exudatos de raízes, e hifas de micorrizas, além da decomposição microbiana da serapilheira (Davidson et al., 2002). Em maiores profundidades, a produção de CO_2 pode ocorrer pela decomposição de substâncias húmicas distribuídas no perfil do solo (Schlesinger, 1997).

O monóxido de carbono (CO) é um gás que tem importante papel na dinâmica química da troposfera, incluindo a formação de ozônio e o controle das concentrações do radical hidroxila (Watson et al., 1992). Sua importância como gás de efeito estufa (GEE) é indireta, uma vez que tem efeito nas concentrações troposféricas de metano (CH_4), ozônio (O_3) e dióxido de carbono (CO_2) (Daniel e Soloman, 1998). A queima da biomassa é a maior fonte de CO na troposfera, com emissão total estimada em 500-1.500 Tg CO ano⁻¹ (Bergamaschi et al., 2000). Fontes biogênicas de CO incluem emissões diretas de material vegetal vivo e morto e emissões de hidrocarbonos (metano e compostos orgânicos voláteis), que são oxidados para CO na troposfera. Os fluxos líquidos de CO solo-atmosfera são afetados por um balanço entre o consumo microbiano e a produção abiótica por oxidação da matéria orgânica do solo (Zepp et al., 1997). Portanto, quando os processos que produzem CO são mais importantes do que os que removem esse gás, o fluxo solo-atmosfera é positivo, caso contrário, o fluxo é negativo.

Emissões de gases-traço do solo para a atmosfera em fitofisionomias de Cerrado: impactos de queimadas prescritas

Fluxos de NO e N₂O

Em parcelas de Cerrado *sensu stricto* e Campo Sujo protegidas do fogo há pelo menos 27 anos, os fluxos de NO do solo foram em torno de 0,6 ng N cm²h⁻¹ e 0,2 ng N cm²h⁻¹, respectivamente (Pinto et al., 2002). Após a análise de quase 2 anos de medições, a emissão anual de NO nas áreas protegidas de queimadas foi estimada em 0,4 kg N ha⁻¹ para o Cerrado *sensu stricto* e 0,1 kg N ha⁻¹ para o Campo Sujo (Pinto, 2003). O efeito combinado entre mensurações dos fluxos de NO de curto prazo com a adição artificial de água na estação seca e queimada, provavelmente, contribuiu para a estimativa de emissão de NO anterior (Poth et al., 1995 – 5 kg N ha⁻¹ano⁻¹) ser pelo menos dez vezes maior do que a observada por Pinto et al. (2002).

As taxas de entrada anuais de N via mineralização podem explicar as maiores emissões de óxido nítrico no Cerrado *sensu stricto*, uma vez que nessa área o valor é maior (14 kg N ha⁻¹ano⁻¹, Nardoto e Bustamante, 2003) quando comparado ao Campo Sujo (6,6 kg N ha⁻¹ano⁻¹, Siqueira, 2002). A entrada de N via nitrificação também foi maior no Cerrado *sensu stricto* do que no Campo Sujo.

Geralmente, após a adição de água, ocorrem pulsos 10 - 100 vezes maiores do que o fluxo basal, porém, a diminuição da emissão ocorre em período de alguns dias a algumas semanas, dependendo da severidade do período seco antes da adição e da quantidade de precipitação (Yienger e Levy, 1995). Esse efeito poderia ser causado pela utilização do N inorgânico acumulado no solo durante o período seco e uma reativação simultânea de bactérias que metabolizam o nitrogênio disponível (Davidson et al., 1993). Em ecossistemas de savana este pode ter efeito importante devido à marcada sazonalidade na precipitação. No caso do Cerrado, 90% da precipitação ocorre nos meses chuvosos (outubro a abril).

Eventos de precipitação após longo período de estiagem aumentaram em duas vezes o fluxo de NO (atingindo 1,0 ng N cm²h⁻¹) na área de Cerrado *sensu stricto*, porém o efeito é de curto

prazo, pois 1 mês após o fluxo voltou a valores antes da precipitação. Um experimento de adição artificial de água no Campo Sujo auxiliou a investigar a brevidade dos pulsos. Após 30 min da adição de água equivalente a uma chuva de 20 mm, o fluxo de NO aumentou de 0,1 para 8,1 ng N cm⁻²h⁻¹ e 1 dia após a adição de água o fluxo era de 1,1 ng N cm⁻²h⁻¹ e após 2 dias já não havia diferença entre os fluxos antes e após a adição (Figura 1, Pinto, 2003).

Queimadas frequentes na região do Cerrado provocam perdas de N do ecossistema e isso se reflete na baixa disponibilidade de N no solo (Bustamante et al., 2006). As queimadas têm impacto na emissão de gases-traço não só como consequência da combustão de biomassa, mas também nas emissões pelo solo, após as queimadas. Ao comparar as emissões de NO oriundas de áreas de cerrado submetidas a queimadas prescritas e protegidas do fogo, apenas no Campo Sujo foi observada diferença nas emissões anuais de NO-N (0,5 kg N ha⁻¹ e 0,1 kg N ha⁻¹, respectivamente). Apesar das parcelas queimadas apresentarem emissões anuais de NO semelhantes ou maiores em comparação com as parcelas protegidas do fogo, a entrada de N via mineralização é menor nas parcelas queimadas (por volta de 3,8 kg N ha⁻¹, Nardoto e Bustamante, 2003; Siqueira, 2002). A mineralização de N-inorgânico pela queimada pode ter contribuído para maiores emissões de NO nas parcelas queimadas, além de acelerar a ciclagem do nitrogênio.

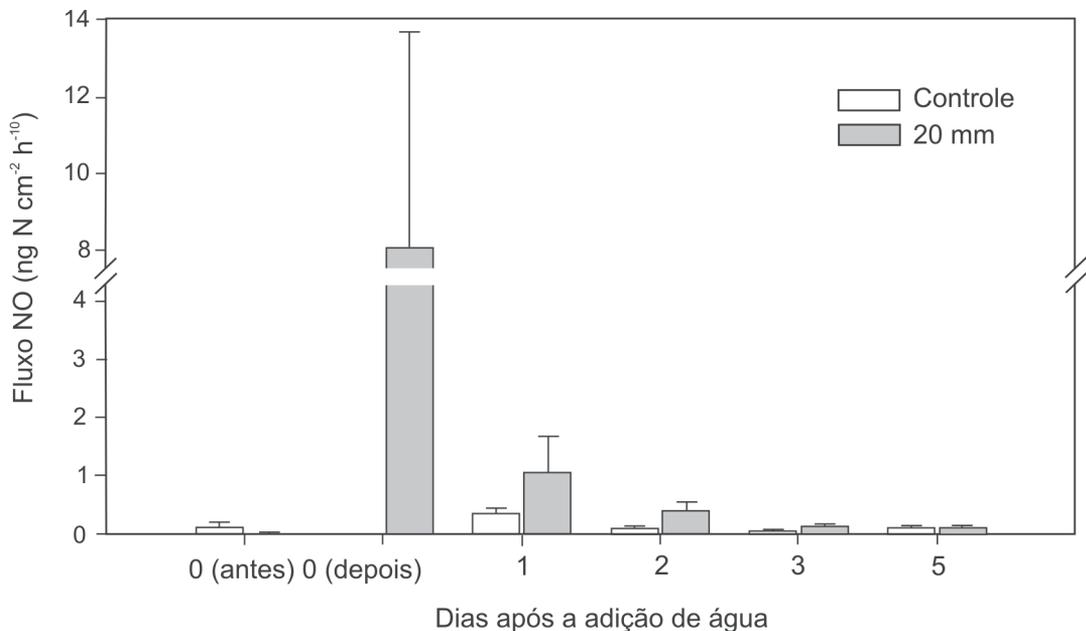


Figura 1. Efeito de adição artificial de água no fluxo de NO do solo. Experimento realizado em julho de 2000 no Campo Sujo protegido do fogo, há pelo menos 27 anos, localizado na Reserva Ecológica do IBGE (RECOR), Brasília-DF. Controle = sem adição de água, 20 mm representa intensidade da precipitação simulada. Fonte: Pinto, 2003.

O efeito da precipitação após longo período de estiagem aumentando o fluxo de NO também foi mais acentuado nas parcelas queimadas, porém, o maior impacto foi observado no Cerrado *sensu stricto*, atingindo valores de 1,9 ng N m⁻²h⁻¹ (Figura 2). A época de queima (precoce = junho, início da estação seca, modal = agosto, meio da estação seca e tardia = setembro, final da estação seca) teve pouca influência sobre as emissões de NO do solo.

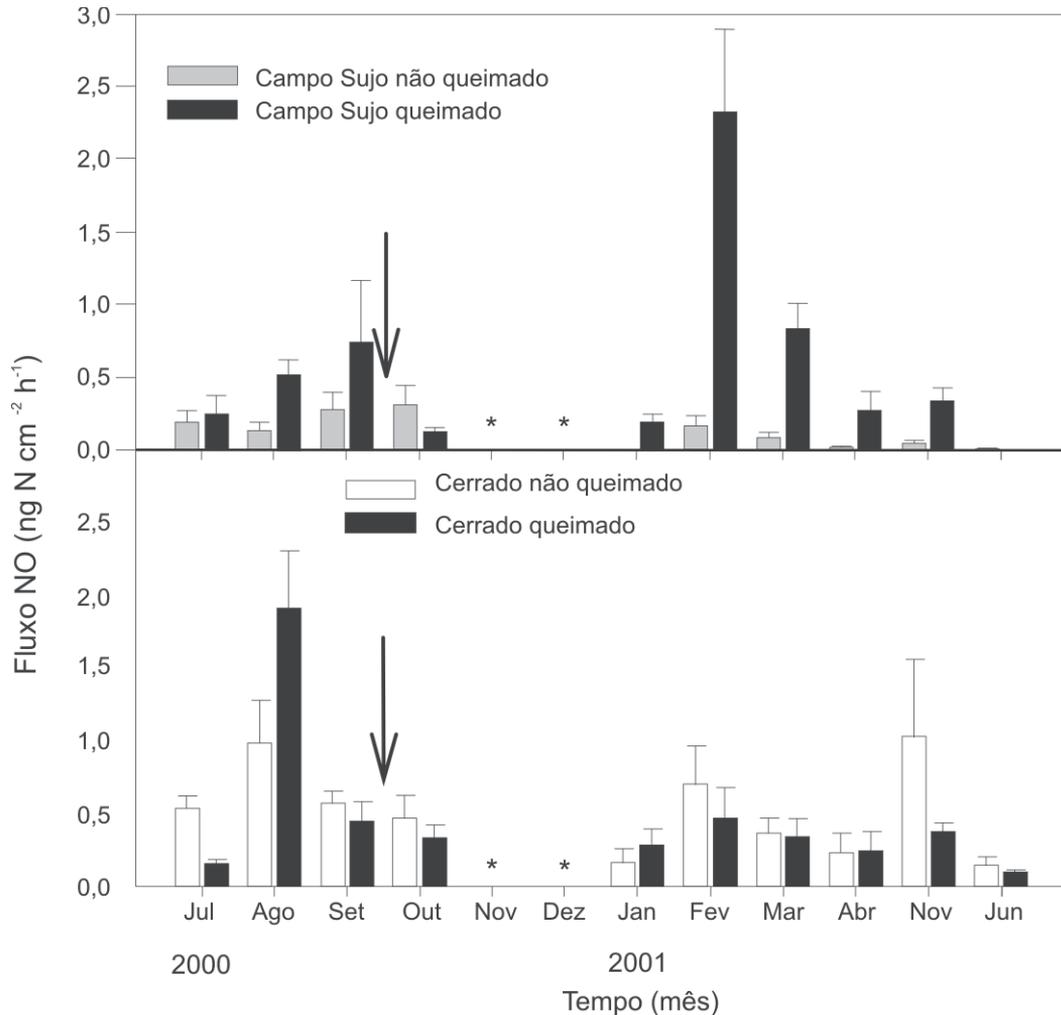


Figura 2. Fluxos de NO (média+EP) em solos de Campo Sujo e Cerrado *sensu stricto*, protegidas do fogo há pelo menos 27 anos e submetidas a queimadas bienais prescritas na segunda quinzena de setembro, desde 1992, localizadas na Reserva Ecológica do IBGE (RECOR), Brasília-DF. As setas representam a ocorrência de queimada prescrita. O asterisco representa dados não coletados. Fonte: Pinto, 2003.

Em relação à emissão de N_2O do solo para a atmosfera, como a quantidade de água no solo, indicada pelo teor gravimétrico do solo, raramente atinge a capacidade de campo ($0,45 \text{ g g}^{-1}$, Nardoto, 2000), pois os solos não atingiriam condições favoráveis para a ocorrência de denitrificação e emissão de N_2O em adição à baixa disponibilidade de N no solo. Outros trabalhos realizados na mesma área também mostraram baixos fluxos de N_2O ($< 0,6 \text{ ng N cm}^{-2}\text{h}^{-1}$ – Verchot et al., 1999; Anderson e Poth, 1998; Poth et al., 1995; Nobre, 1994). Essa situação ocorre independentemente da época do ano, da adição artificial de água ou do efeito de queimadas.

As taxas de nitrificação em solos de Cerrado são muito baixas (Nardoto e Bustamante, 2003), e raramente a produção de NO_3^- excede a demanda dos microrganismos e das raízes de plantas. A combinação de baixas taxas de nitrificação e o predomínio de NH_4^+ nos estoques inorgânicos de N do solo contribui para o baixo nível de emissões de gases de óxido de N na região do Cerrado.

Entretanto, Nobre (1994) destaca que a conversão do Cerrado a agroecossistemas poderia ter grande contribuição para as emissões de N_2O do solo, devido à utilização de fertilizantes, ao ser verificado aumento das emissões em mais de 17 vezes em parcelas fertilizadas com N. Esse efeito pôde ser confirmado por Pinto et al. (2006) quando estudou uma área de cerrado após 2 anos de sua conversão em pastagem. As mensurações ocorreram 6 meses após um evento de fertilização da pastagem com N e a época da amostragem coincidiu com o início do período chuvoso. Os valores de EPPA eram próximos a 60% e foi verificado um pulso de N_2O com fluxo médio de $9,5 \text{ ng } N_2O\text{-N cm}^{-2}\text{h}^{-1}$, sendo que os valores variaram entre 3,8 e $19,2 \text{ ng } N_2O\text{-N cm}^{-2}\text{h}^{-1}$.

Fluxos de CO e CO₂

Os fluxos de CO no Cerrado apresentaram pequena variação sazonal com valores positivos ligeiramente mais elevados na estação seca e fluxos menores, incluindo o consumo líquido, durante a estação chuvosa. Os fluxos de CO variaram de $-0,4$ a $8,0 \text{ nmol CO m}^{-2}\text{s}^{-1}$ quando foram utilizadas câmaras de amostragem que permitiam a passagem de luz, o que pode estar relacionado com o efeito de fotodegradação da matéria orgânica e temperatura com consequente produção de CO, uma vez que em câmaras opacas os fluxos positivos eram muito menores, havendo maior ocorrência de consumo líquido de CO. Fluxos negativos de CO também foram observados durante a noite em câmaras transparentes e opacas (Kisselle et al., 2002).

Não foram observadas diferenças significativas nos fluxos de CO quando comparadas às áreas protegidas do fogo, porém, 30 dias após uma queimada prescrita, os fluxos foram dez vezes maiores em comparação às áreas não queimadas e os fluxos foram maiores nas câmaras transparentes (Kisselle et al., 2002).

Enquanto na estação seca os fluxos de CO_2 ficaram por volta de $2 \text{ } \mu\text{mol } CO_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$, na estação chuvosa atingiram $6 \text{ } \mu\text{mol } CO_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$ (Figura 3, Pinto, 2003). Segundo Aduan (2003), a respiração das raízes e a decomposição da serapilheira e das raízes pela biota são as principais fontes de CO_2 no solo, então, as atividades radicular e microbiana seriam maiores na estação chuvosa. A atividade sazonal das raízes pode ser inferida pela variação no índice de área foliar da vegetação, que é duas vezes maior no período chuvoso ($1,00 \pm 0,06$) em relação ao período seco ($0,42 \pm 0,15$) (Miranda et al., 1997), além da morte da parte aérea do estrato herbáceo durante o período seco. Viana (2002) observou aumento da concentração de carbono da biomassa microbiana com o início da estação chuvosa (cerca de 200 mg C kg^{-1} em outubro e cerca de 600 mg C kg^{-1} em novembro) na mesma parcela de Cerrado *sensu stricto* estudada por Pinto (2003).

As emissões anuais de CO_2 no Campo Sujo foram $13,6 \text{ Mg C ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ enquanto no Cerrado *sensu stricto* foram $14,5 \text{ Mg C ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$, não havendo diferença significativa entre essas duas fitofisionomias. Esses valores são próximos aos encontrados por Aduan (2003), que observou em 2 anos consecutivos (2000 e 2001) valores de $13,2 \text{ Mg C ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ e $13,5 \text{ Mg C ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ para Cerrado *sensu stricto* e $12,0 \text{ Mg C ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ e $12,8 \text{ Mg C ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ para Cerrado Denso, respectivamente.

As queimadas aumentaram as emissões de CO_2 , porém com efeito significativo apenas entre as parcelas de Campo Sujo (Pinto et al., 2002). Durante a estação seca os fluxos eram semelhantes, porém as diferenças acentuaram-se na estação chuvosa (Figura 3). As emissões anuais das áreas queimadas foram de $16,6 \text{ Mg C ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ no Cerrado *sensu stricto* e $16,9 \text{ Mg C ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ no Campo Sujo. As parcelas escolhidas para avaliação do efeito do fogo foram as parcelas tardias (com queimada ao final da estação seca – setembro). Devido ao padrão fenológico foliar das espécies lenhosas do Cerrado, que produzem folhas novas no final da estação seca (Oliveira, 2005; Pinto, 1999), as queimadas tardias (realizadas na segunda quinzena de setembro) são bastante prejudiciais para o estrato lenhoso. Essas espécies perderiam o investimento que fizeram para aquela época de crescimento, tendo que produzir novas folhas a seguir. Como consequência, as parcelas de Cerrado *sensu stricto* e Campo Sujo submetidas a queimadas tardias apresentaram maior mortalidade de

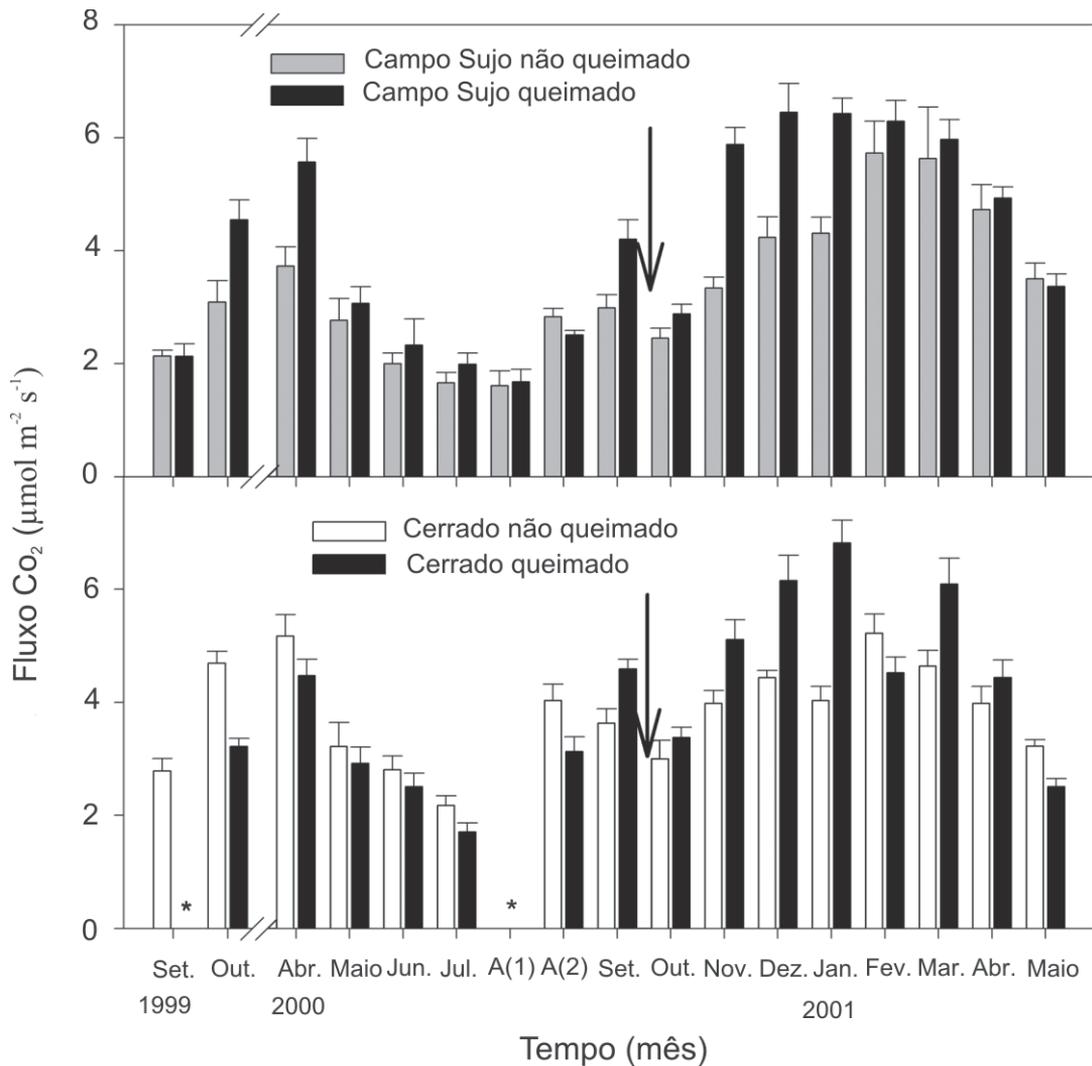


Figura 3. Fluxos de CO₂ (média+EP) em solos de Campo Sujo e Cerrado *sensu stricto*, protegidos do fogo há pelo menos 27 anos e submetidos a queimadas bienais prescritas na segunda quinzena de setembro, desde 1992, localizados na Reserva Ecológica do IBGE (RECOR), Brasília-DF. As setas representam a ocorrência de queimada prescrita. O asterisco representa dados não coletados. Fonte: Pinto (2003).

lenhosas em relação às parcelas submetidas a outros regimes de queima (precoce e modal) e também maior importância do componente herbáceo (Sato et al., 1998). Essa diferença na estrutura da vegetação causada pelas queimadas poderia explicar a tendência de maiores emissões anuais de C pela respiração do solo nas parcelas queimadas. Através da mensuração da respiração do solo, logo após eventos de queima, observou-se que a queima recente não influenciou os fluxos de gases-traço, porém ficou claro que queimadas sucessivas promovem aumento das emissões de C e N do solo, uma vez que as parcelas estudadas foram submetidas a queimadas prescritas bienais desde 1992.

A respiração do solo é um dos componentes do balanço de emissões de carbono em ecossistemas. Miranda et al. (1996), utilizando o método de covariância de vórtices turbulentos em Brasília, na Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF, verificaram que no balanço entre emissões e consumo de CO₂ o Cerrado *sensu stricto* pode funcionar como sumidouro de carbono. Porém, uma fisionomia de cerrado mais aberta como o Campo Sujo pode apresentar acentuada emissão de CO₂ após queimada prescrita (Silva, 1999), o que contribuiu para que essa área fosse fonte de carbono para a atmosfera no período de estudo (junho a dezembro de 1998), emitindo de 2,2 a 3,6 Mg C ha⁻¹. Assim, queimadas anuais em fisionomias como o Campo Sujo podem causar emissões de carbono que não poderiam ser compensadas pela assimilação na estação de crescimento seguinte, tornando fonte de carbono para a atmosfera (Silva, 1999). No caso de Campo Sujo protegido de queimadas ao final da estação seca, foi observada emissão de CO₂ até a ocorrência das primeiras chuvas, quando os valores começam a se reduzir devido ao aumento na assimilação de CO₂ pela vegetação. Posteriormente, o Campo Sujo passa a funcionar como um dreno de CO₂. Assim como para o Cerrado *sensu stricto*, o resultado de C no Campo Sujo protegido do fogo foi no sentido da maior assimilação pela vegetação (Santos, 1999).

Considerações finais

As emissões de gases-traço pelos solos do Cerrado são baixas, porém as queimadas e o uso da terra podem aumentar a contribuição desse sistema para o carregamento da atmosfera com gases de efeito estufa. O uso de queimadas entre os fazendeiros tem como principais objetivos promover a rebrota das pastagens, a fim de prover alimentação com melhor qualidade para o gado durante a estação seca e também como técnica para a abertura de áreas para o cultivo no início da estação chuvosa (Mistry, 1998). Frequentemente, o fogo utilizado em propriedades rurais particulares é mal manejado e ultrapassa os limites da propriedade, atingindo grandes áreas.

Queimadas frequentes provocam empobrecimento do sistema de cerrado (Resende, 2001) promovendo mudanças na estrutura da comunidade, com prevalência de espécies herbáceas, o que, por sua vez, aumenta a emissão de óxidos de C e N.

Caso haja remoção de áreas nativas de cerrado para a implantação de agrossistemas, o aumento das emissões de C e N é potencializado pela utilização de adubação nitrogenada (Fernandes, 2008; Metay et al., 2007; Carvalho et al., 2006). Para atender à demanda pelo aumento da produção da atividade agropecuária recomenda-se, portanto, a recuperação de áreas cultivadas já instaladas com manejo adequado, de forma a evitar a abertura de novas áreas nativas para cultivo.

Referências bibliográficas

ADUAN, R. E. **Respiração de solos e ciclagem de carbono em Cerrado nativo e pastagem no Brasil central**. 2003. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2003.

ANDERSON, I. C.; POTH, M. A. Controls of fluxes of trace gases from Brazilian Cerrado soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, p. 1.117-1.124, 1998.

BATMANIAN, G. J. **Efeitos do fogo sobre a produção primária e a acumulação de nutrientes do estrato rasteiro de Cerrado**. 1983. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1983.

BERGAMASCHI, P.; HEIN, R.; HEIMANN, M.; CRUTZEN, P. J. Inverse modeling of the global CO cycle, 1. Inversion of CO mixing ratios. **Journal of Geophysical Research**, v. 105, p. 1.909-1.927, 2000.

- BUSTAMANTE, M. M. C.; MEDINA, E.; ASNER, G. P.; NARDOTO, G. B.; GARCIA-MONTIEL, D. C. Nitrogen cycling in tropical and temperate savannas. **Biogeochemistry**, v. 79, p. 209-237, 2006.
- CARVALHO, A. M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; KOZOVITS, A. R.; MIRANDA, L. N.; VIVALDI, L. J.; SOUSA, D. M. Emissão de óxidos de nitrogênio associada à aplicação de ureia sob plantio convencional e direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, p. 679-685, 2006.
- CRUTZEN, P. J. The influence of nitrogen oxides on the atmospheric ozone content. **Quaternary Journal of Royal Meteorology Society**, v. 96, p. 320-325, 1970.
- DANIEL, J. S.; SOLOMAN, S. On the climate forcing of carbon monoxide. **Journal of Geophysical Research**, v. 103, p. 13.249-13.260, 1998.
- DAVIDSON, E. A. Sources of nitric oxide and nitrous oxide following wetting of dry soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, p. 95-102, 1992.
- DAVIDSON, E. A.; KINGERLEE, W. A global inventory of nitric oxide emissions from soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 48, p. 37-50, 1997.
- DAVIDSON, E. A.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M.; RILEY, R.; DUNKIN, K.; GARCIAMENDEZ, G.; MAASS, J. M. Processes regulating soil emissions of NO and N₂O in a seasonally dry tropical forest. **Ecology**, v. 74, p. 130-139, 1993.
- DAVIDSON, E. A.; SAVAGE, K.; BOLSTAD, P.; CLARK, D. A.; CURTIS, P. S.; ELLSWORTH, D. S.; HANSON, P. J.; LAW, B. E.; LUO, Y.; PREGITZER, K. S.; RANDOLPH, J. C.; ZAK, D. Belowground carbon allocation in forests estimated from litterfall and IRGA-based soil respiration measurements. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 113, p. 39-51, 2002.
- FERNANDES, E. B. **Emissões de CO₂, NO_x e N₂O em solos sob diferentes cultivos na região do Cerrado**. 2008. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2008.
- FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E. A. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: ANDREAEE, M. O.; SCHIMMEL, D. S. (Ed.). **Exchange of Trace Gases Between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere**. New York: Wiley, 1989. p. 7-21.
- FROST, P. G. H.; ROBERTSON, F. The ecological effects of fire in savannas. In: WALKER, B. H. (Ed.). **Determinants of Tropical Savannas**. Oxford: IRL Press, 1987. p. 93-139.
- HIRSCH, A. I.; MICHALAK, A. M.; BRUHWILER, L. M.; PETERS, W.; DLUGKENCKY, E. J.; TANS, P. P. Inverse modeling estimates of the global nitrous oxide surface flux from 1998-2001. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 20, n. 1, 2006. GB1008, doi: 10.1029/2004GB002443.
- IPCC. **Climate Change: the IPCC Synthesis Report**. Cambridge, London. 2007.
- KIRCHHOFF, V. W. J. H. **Queimadas na Amazônia e efeito estufa**. São Paulo: Editora Contexto, 1992.
- KISSELLE, K.; ZEPP, R.; BURKE, R.; PINTO, A. S.; BUSTAMANTE, M. M. C.; OPSAHL, S.; VARELLA, R.; VIANA, L. Seasonal soil fluxes of carbon monoxide in burned and unburned Brazilian savannas. **Journal of Geophysical Research**, v. 107, p. 8.051-8.062, 2002.
- KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, p. 707-713, 2005.
- LEININGER, S.; URICH, T.; SCHLOTER, M.; SCHWARK, L.; QI, J.; NICOL, G. W.; PROSSER, J. I.; SCHUSTER, S. C.; SCHLEPER, C. Archaea predominate among ammonia-oxidizing prokaryotes in soils. **Nature**, v. 442, p. 806-809, 2006.
- MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. Ecosystem approach for the development of a global nitrous oxide budget. **Bioscience**, v. 40, p. 667-672, 1990.

MELILLO J.; STEUDLER, P. A.; FEIGL, B. J.; NEILL, C.; GARCIA-MONTIEL, D. C.; PICCOLO, M. C.; CERRI, C. C.; TIAN, H. Nitrous oxide emissions from forest and pastures of various ages in the Brazilian Amazon. **Journal of Geophysical Research**, v. 24, p. 34.179-34.188, 2001.

METAY, A.; OLIVER, R.; SCOPEL, E.; DOUZET, J-M.; MOREIRA, J. A. A.; MARAUX, F., FEIGL, B. J.; FELLER, C. N₂O and CH₄ emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Cerrados, Brazil). **Geoderma**, v. 141, p. 78-88, 2007.

MIRANDA, A. C.; MIRANDA, H. S.; LLOYD, J.; GRACE, J.; FRANCEY, R. J.; MCINTYRE, J. A.; MEIR, P.; RIGGAN, P.; LOCKWOOD, R.; BRASS, J. Fluxes of carbon, water and energy over Brazilian Cerrado: An analysis using eddy covariance and stable isotopes. **Plant Cell and Environment**, v. 20, p. 315-328, 1997.

MIRANDA, A. C.; MIRANDA, H. S.; LLOYD, J.; GRACE, J.; MCINTYRE, J. A.; MEIR, P.; RIGGAN, P.; LOCKWOOD, R.; BRASS, J. Carbon dioxide fluxes over a cerrado *sensu stricto* in central Brazil. In: GASH, J. H. C.; NOBRE, C. A.; ROBERTS, J. M.; VICTORIA, R. L. (Ed.). **Amazonian Deforestation and Climate**. Chichester: John Wiley and Sons, 1996. p. 353-363.

MISTRY, J. Decision-making for fire use among farmers in savannas: an exploratory study in the Distrito Federal, central Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 54, p. 321-334, 1998.

MIYANISHI, K.; KELLMAN, M. The role of fire in recruitment of two neotropical savanna scrubs, *Miconia albicans* and *Clidemia sericea*. **Biotropica**, v. 18, p. 224-230, 1986.

NARDOTO, G. B. **Efeito de queimadas na mineralização de nitrogênio e em processos de ciclagem de nutrientes em área de cerrado *strico sensu***. 2000. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2000.

NARDOTO, G. B.; BUSTAMANTE, M. C. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, p. 955-962, 2003.

NOBRE, A. D. **Nitrous oxide emissions from tropical soils**. 1994. Thesis (Ph.D.) – University of New Hampshire. 1994.

OLIVEIRA, E. L. **Fenologia, demografia foliar e características foliares de espécies lenhosas em cerrado *sensu stricto* no Distrito Federal e suas relações com as condições climáticas**. 2005. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2005.

PINTO, A. S. **A relação entre fenologia de espécies lenhosas e a disponibilidade hídrica em Cerrado**. 1999. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1999.

PINTO, A. S. **Contribuição dos solos de Cerrado do Brasil central para as emissões de gases-traço (CO₂, N₂O e NO)**: sazonalidade, queimadas prescritas e manejo de pastagens degradadas. 2003. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasil, 2003.

PINTO, A. S.; BUSTAMANTE, M. M. C.; KISSELLE, K.; BURKE, R.; ZEPP, R.; VIANA, L.; VARELLA, R.; MOLINA, M. Soil emissions of N₂O, NO and CO₂ in Brazilian Savannas: effects of vegetation type, seasonality and prescribed fires. **Journal of Geophysical Research**, v. 107, p. 8.089-8.096, 2002.

PINTO, A. S.; BUSTAMANTE, M. M. C.; SILVA, M. R. S. S.; KISSELLE, K. W.; BROSSARD, M.; KRUGER, R.; ZEPP, R. G.; BURKE, R. A. Effects of different treatments of pasture restoration on soil trace gas emissions in the Cerrados of Central Brazil. **Earth Interactions**, v. 10, p. 1-26, 2006.

POTH, M. A.; ANDERSON, I. C.; MIRANDA, H. S.; MIRANDA, A. C.; RIGGAN, P. J. The magnitude and persistence of soil NO, N₂O, CH₄, and CO₂ fluxes from burned tropical savanna in Brazil. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 9, p. 503-513, 1995.

- POTTER, C. S.; DAVIDSON, E. A.; KLOOSTER, S. A.; NEPSTAD, D. C.; DE NEGREIROS, G. H.; BROOKS, V. Regional application of an ecosystem production model for studies of biogeochemistry in Brazilian Amazonia. **Global Change Biology**, v. 4, p. 315-334, 1998.
- RESENDE, J. C. F. **A ciclagem de nutrientes em áreas de Cerrado e a influência de queimadas controladas**. 2001. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2001.
- SANTOS, A. J. B. **Fluxos de energia, carbono e água em vegetação de campo sujo**. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. 1999.
- SATO, M. N. **Mortalidade de plantas lenhosas do Cerrado submetidas a diferentes regimes de queima**. 1996. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1996.
- SATO, M. N.; GARDA, A. A.; MIRANDA, H. S. Effects of fire on the mortality of woody vegetation in Central Brazil. In: VIEGAS, D. X. (Ed.). CONFERENCE ON FIRE AND FOREST METEOROLOGY, 14th. **Proceedings...** Coimbra, Portugal: Universidade de Coimbra, v. 2, 1998. p. 1.777-1.783.
- SCHLESINGER, W. H. **Biogeochemistry: an Analysis of Global Change**. Academic Press, California, USA, 1997.
- SILVA, G. T. **Fluxos de CO₂ em campo sujo submetido à queimada prescrita**. 1999. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1999.
- SIQUEIRA, K. P. **Mineralização de nitrogênio em áreas de campo sujo: efeito do fogo**. 2002. Monografia (Graduação) – Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, 2002.
- VIANA, L. T. **Comparação das dinâmicas de mineralização de nitrogênio, biomassa e estrutura das comunidades microbianas do solo em áreas de Cerrado nativo e pastagem**. 2002. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2002.
- VERCHOT, L. V.; DAVIDSON, E. A.; CATTÂNIO, J. H.; ACKERMAN, I. L.; ERICKSON, H. E.; KELLER, M. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 13, p. 31-46, 1999.
- WATSON, R.; MEIRA-FILHO, L. G.; SANHUEZA, E.; JANETOS, A. Greenhouse gases: sources and sinks. In: HOUGHTON, J. T.; CALLANDER, B. A.; VARNEY, S. K. (Ed.). **IPCC Supplement to Climate Change: The IPCC Scientific Assessment**. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 1992. p. 27-46.
- YIENGER, J. J.; LEVY, H. Empirical-model of global soil-biogenic No_x emissions. **Journal of Geophysical Research**, v. 100, p. 11.447-11.464, 1995.
- ZEPP, R. G.; MILLER, W. L.; TARR, M. A.; BURKE, R. A.; STOCKS, B. J. Soil atmosphere fluxes of carbon monoxide during early stages of post-fire succession in upland Canadian boreal forests. **Journal of Geophysical Research**, v. 102, p. 29.301-29.311, 1997.

5 - Diversidade fitofisionômica e o papel do fogo no bioma Cerrado

Bruno Machado Teles Walter
José Felipe Ribeiro

Introdução

O bioma Cerrado é “um complexo vegetacional que possui relações ecológicas e fisionômicas com outras savanas da América Tropical e também da África, do Sudeste Asiático e da Austrália” (Ribeiro e Walter, 2008, 1998). Por essa afirmação inicial, é possível presumir que o bioma possui diferentes formas e tipos vegetacionais, e que essas formas não são exclusivas ou únicas do nosso continente. Além do mais, a afirmação traz implícita uma aplicação conceitual ampla do termo bioma, tal como é empregada na literatura, e essa aplicação difere da interpretação restritiva do termo recentemente defendida por Coutinho (2006)¹. Como qualquer bioma, no sentido original de Clements e Shelford (1939), o principal fator que regula e une o complexo vegetacional do Cerrado é o clima. Outros fatores atuam na conformação da vegetação e o solo e o fogo têm papéis primordiais. Sem destacar os aspectos de clima ou solo, este capítulo analisa o papel do fogo na diversidade de vegetações que compõem o Cerrado. Porém, antes disso, cabe esclarecer um pouco mais alguns conceitos e termos que são fontes de dúvidas, e também caracterizar de maneira ampla os condicionantes dessa vegetação.

O bioma Cerrado: conceitos e condicionantes

Em termos vegetacionais, sob o conceito de bioma, o termo cerrado inclui todas as formações vegetais que nele são encontradas. Portanto, inclui florestas (entendidas como trechos onde predominam árvores), savanas (árvores espalhadas sobre estrato graminoso, sem que as árvores formem dossel) e campos (predominam plantas herbáceas e faltam árvores). Cada uma dessas três formações, e suas fitofisionomias componentes, expressa paisagisticamente um conjunto de fatores ambientais que resulta de eventos atuais e pretéritos. Quanto aos primeiros, as informações da natureza são oriundas da análise de fatores bióticos e abióticos observados no tempo ecológico, ou seja, em período recente de algumas dezenas até poucas centenas de anos. Quanto aos últimos, relacionados ao tempo geológico, são consideradas variações dinâmicas ocorridas em eras e épocas geológicas passadas, especialmente aquelas relacionadas ao clima, com destaque para os cíclicos aquecimentos e resfriamentos climáticos globais. Nesse caso, os registros mais detalhados têm sido obtidos no Quaternário tardio, ou no final do Pleistoceno, adentrando o Holoceno (Salgado-Labouriau, 2005, 1997, 1994; Ledru, 2002; Barbieri, 1998; Salgado-Labouriau et al., 1998; Ferraz-Vicentini e Salgado-Labouriau, 1996).

¹ Bioma é empregado aqui no mesmo sentido de Ribeiro e Walter (2008), isto é: “um grande biosistema regional ou subcontinental, caracterizado por um tipo principal de vegetação ou outro aspecto identificador da paisagem”. Detalhes sobre essas variações conceituais são encontrados em Ribeiro e Walter (2008).

No bioma Cerrado, o Cerrado sentido amplo (ou Cerrado *sensu lato*) é a parte mais característica e, originalmente, de maior ocupação em área do mosaico fitofisionômico que o compõe. Existem variações na interpretação do que seria o Cerrado sentido amplo, mas o conceito mais difundido é o de Coutinho (1978a), para quem essa expressão reuniria cinco fitofisionomias, desde o Cerradão até o Campo Limpo. Para Goodland (1971), porém, seriam apenas quatro fitofisionomias: Cerradão, Cerrado *sensu stricto* (sentido restrito), Campo Cerrado e Campo Sujo.

Walter et al. (2008) analisaram a pertinência em incluir o Cerrado sentido amplo como parte do conceito de savana, concluindo pela sua natural inclusão entre as savanas mundiais. A análise desses autores foi motivada pela antiga e recorrente discussão acadêmica que pretendia separar os conceitos de cerrado e savana (Eiten, 1977, 1972; Santos et al., 1977; Sick, 1959; Santos, 1951; Waibel, 1948a, 1948b) e apoiou a interpretação estrutural e funcional de Collinson (1988), Sarmiento (1983), Cole (1986, 1958) e Rizzini (1970), entre outros. Os quatro últimos autores trataram as fisionomias savânicas e campestres do bioma como tipos naturais de savana. Essa interpretação foi corroborada por Walter et al. (2008), que destacaram que o Cerrado é “uma savana floristicamente rica”. Por sinal, com muito destaque, a mais rica savana do planeta, o que sempre a fez figurar entre os *hotspots* mundiais de diversidade (Myers et al., 2000; Mittermeier et al., 1999).

Vários autores, entre os quais Ribeiro e Walter (2008, 1998), Rizzini (1997) e Eiten (1994, 1982, 1972), registraram os seguintes fatores a influenciar a distribuição atual da flora e, em consequência, a vegetação no bioma Cerrado: clima (estacionalidade), solos (aspectos físicos e químicos, incluindo os nutricionais), hidrologia (disponibilidade de água e profundidade do lençol freático), geomorfologia, topografia, latitude, frequência de incêndios, pastejo e inúmeros fatores antrópicos (atividades agropecuárias, extração de madeira e lenha, manejo de pastagens através de queimadas, etc.). O peso teórico imputado a cada um desses fatores varia de autor para autor, mas, geralmente, há o óbvio destaque para o clima, os solos e, certamente, o fogo.

Geralmente se considera que as vegetações componentes do bioma Cerrado ocorrem em altitudes desde 300 m (p. ex. na Baixada Cuiabana em Mato Grosso), ou menos que isso, em trechos próximos ao litoral nordeste do Brasil, até mais de 1.700 m (na Chapada dos Veadeiros, em Goiás). Ocupa larga faixa latitudinal que se estende do Equador até trechos ao sul do trópico de capricórnio. Com essa amplitude de ocorrência, não há regra geral única, inequívoca, que possa ser indicada para definir se um trecho de vegetação comportará floresta, savana ou campo. No entanto, há condicionantes que se repetem e, assim, vêm sendo apontadas na literatura. Entre estas está o fogo e o seu decisivo papel na ecologia do bioma (Medeiros e Miranda, 2008, 2005; França et al., 2007; Pivello, 2006; Henriques, 2005; Hoffmann, 2005, 2002, 1996; Miranda e Sato, 2005; Fiedler et al., 2004; Coutinho, 2002, 1982, 1981, 1980, 1979, 1978b, 1977; Miranda et al., 2002, 1996; Miranda e Miranda, 2000; Moreira, 2000, 1996; Castro e Kauffman, 1998; Barbieri, 1998; Meirelles et al., 1997; Klink e Solbrig, 1996; Sato e Miranda, 1996; Lima e Batista, 1993).

Na floresta Amazônica, Nepstad et al. (1999) indicaram, entre os impactos ecológicos do fogo, as mudanças na biomassa e no estoque de nutrientes, alterações do ciclo hídrico, redução do número de espécies vegetais e animais, contribuição na emissão de gases de efeito estufa e aumento da inflamabilidade das paisagens. Este último impacto decorre do fato de as formações florestais primárias serem menos vulneráveis ao fogo, conforme sugerem os dados de Uhl et al. (1988). Em paralelo, quando ocorrem incêndios, as espécies florestais típicas são mais impactadas do que as de savanas por não possuírem mecanismos eficientes de proteção ao fogo. Uhl e Vieira (1989) ainda apontaram o fogo como ameaça adicional à sucessão em florestas antropizadas, manejadas ou abertas. Nesse sentido, parece natural que áreas de savana, por serem abertas e cobertas por camada graminosa que acumula biomassa, que se resseca na estação seca, proporcionem mais condições para a ocorrência de fogo do que áreas de florestas.

Dessa discussão, desde já deve ficar claro que nem todos os aspectos negativos imputados ao fogo em áreas de florestas, necessariamente, vão acontecer em áreas de savanas naturais.

Conforme já ressaltava Coutinho (1992), “uma queimada em Cerrado não causa o mesmo dano que causaria em uma floresta tropical úmida”. Ao contrário do senso comum, que hoje é quase que exclusivamente negativo, erroneamente difundido, o fogo é agente regulador e condicionante para as fitofisionomias do cerrado sentido amplo e muitas espécies de plantas são dependentes dele em diferentes aspectos de seus ciclos de vida. Portanto, uma parte ainda não precisamente quantificada da grande riqueza florística do Cerrado é favorecida pelo fogo, com benefícios diretos para o sucesso nesse ambiente. Eliminar o fogo significa criar condições para que parte significativa de sua diversidade se modifique.

Desde meados do século XIX o papel do fogo no Cerrado vem sendo investigado. Segundo Coutinho (2002, 1980), “Lund (...) já dizia: ‘foram as queimas que transformaram as catanduvras (termo tupi para Cerradão) em cerrados e campos limpos’.”. Warming (1973), o grande naturalista, em 1892 fez uma série de anotações pioneiras, entre as quais: “as queimas abreviam a queda das folhas” ou “outra consequência biológica notável das queimas é um adiantamento da primavera”, uma alusão ao florescimento que várias espécies savânicas e campestres apresentam poucos dias após a passagem de fogo. Mais de um século depois, referindo-se à vegetação lenhosa, Miranda e Sato (2005) resumiram que os efeitos do fogo “têm sido relatados principalmente nos padrões reprodutivos, no recrutamento e no estabelecimento de novos indivíduos e taxas de mortalidade”. Para Klink e Solbrig (1996), “o fogo é (...) um determinante da estrutura da vegetação e da biodiversidade”. Coutinho (2002) também destacou essa característica, afirmando que entre “(...) os efeitos bióticos do fogo no Cerrado, um dos mais notáveis é sua ação transformadora da fisionomia e da estrutura da vegetação”. Além disso, já havia afirmado antes “(...) que o fogo é fator que influi não só nas características estáticas das comunidades, mas também na sua dinâmica” (Coutinho, 1980).

A seguir, são fornecidas informações introdutórias que apontam ou resultam da influência do fogo na forma das atuais fitofisionomias naturais do bioma Cerrado. Com base em bibliografias, inicialmente são feitos comentários breves sobre as savanas, seu conceito e o papel do fogo, descrevendo posteriormente as principais fitofisionomias do bioma. Parte das discussões seguintes foi retirada de Walter et al. (2008) e as descrições fitofisionômicas resumem Ribeiro e Walter (2008, 1998).

Savanas

Entre os principais biomas ou domínios fitogeográficos mundiais, a savana pode ser considerada a mais controversa em função do grande número de definições baseadas em conceitos diferenciados. A diversidade de tratamentos e de interpretações fez com que a literatura mundial sobre o tema se tornasse extremamente vasta. O termo é aplicado em todos os continentes e em diferentes latitudes do globo terrestre, com abordagens que focalizam critérios variados. Como os autores nem sempre esclarecem o conceito/critérios por eles usado e sua amplitude, gera-se confusão. Em função dos diferentes conceitos adotados, percebe-se grande diversidade no tratamento dos fatores que influenciariam a existência de uma savana, fazendo com que variem muito as propostas que indicam a distribuição de savanas no planeta e a influência humana sobre essas paisagens. Isso fica evidente quando se compara, por exemplo, os mapas de Mistry (2000), Bourlière (1983) e Good (1964), entre outros.

A discussão conceitual sobre o termo savana não é meramente acadêmica. Tem implicações nas práticas de conservação da vegetação pelos continentes, pois diferentes autores, em diferentes partes do mundo, imputam significados diferenciados ao termo (Mistry, 2000; Richards, 1996; Cole, 1986; Eiten, 1986, 1982, 1972, 1968; Bourlière, 1983). Isso obscurece a noção precisa do tipo de vegetação tratado, dificultando comparações e a formulação de políticas globais, regionais ou mesmo locais de conservação.

Em artigo que buscou chamar a atenção para esse problema, Eiten (1986) indicou dois grandes grupos nos quais as acepções do termo savana podem ser encaixadas: como uma fisionomia

mia de vegetação, aplicável a qualquer parte do mundo, ou tipo de vegetação em grande escala nos trópicos e subtropicais. Analisando essas diferenças e reconhecendo que os autores que adotam um sentido não mudariam para outro, Eiten (1986) alertou para a necessidade de os autores esclarecerem o sentido que utilizam. Fez isso ao concluir que a possibilidade de haver um termo totalmente novo para substituir um dos sentidos teria poucas chances de ser aceito.

Essas diferenças conceituais foram analisadas por Walter et al. (2008), que fizeram longa exposição dos conceitos e das definições de savana. Analisando desde aspectos históricos, alguns sistemas de classificação, até a sua distribuição sugerida nos continentes, indicaram como senso comum para o conceito qualquer *paisagem com um estrato gramíneo contínuo ou descontínuo, contendo árvores ou arbustos espalhados*. Savana foi tratada como paisagem estruturalmente intermediária entre floresta (ou arvoredo, no sentido de Schimper (1960)) e campo.

Na maioria das definições de savana observa-se preocupação em incluir aspectos fisionômicos, climáticos (estacionais), latitudinais, geográficos, florísticos, ecológicos (competição) e de dinâmica (tempo), além de destacar fenômenos como o fogo. A influência humana sobre a paisagem também é muito considerada e há aqueles que imputam a presença de savana como sendo resultado direto da presença do homem. Ver, por exemplo, a argumentação inicial de Ledru (2002), sobre o Cerrado, ou a conceituação de savanas secundárias de Walter (1986). Para este autor, savanas secundárias seriam “devidas à ação do fogo, dos animais selvagens de grande porte e às diversas intervenções por parte do homem”. As atividades humanas teriam influência direta nos eventos de fogo e no incremento das queimadas, em paralelo às modernas atividades agropecuárias (fator temporalmente recente), que causam reduções ou eliminação do componente lenhoso. Em outro exemplo, Hopkins (1992) afirmou que a floresta ocorre em áreas que nunca foram cultivadas, ou que o foram há muito tempo, enquanto a savana pode ocorrer em áreas cultivadas recentemente. Para este autor, se houver proteção contra o fogo, a vegetação tenderá à floresta por sucessão secundária. Autores trabalhando no Cerrado defenderam ideia similar (Rizzini, 1997; Soares, 1980), a partir de hipóteses levantadas em meados do século passado por Rawitscher (1948). Entretanto, estudos recentes reforçam que isso nem sempre será consequência inexorável, estando na dependência da estrutura original da vegetação e da frequência e intensidade dos eventos de fogo (França et al., 2007; Hoffmann, 2002; Miranda et al., 2002; Moreira, 2000; 1996, Meirelles et al., 1997; Sato e Miranda, 1996). Em outras savanas sul-americanas, essa mesma direção já havia sido apontada anteriormente, tal qual se depreende da discussão de Blydenstein (1967) sobre os Llanos da Colômbia.

O fogo como determinante ambiental das savanas

Os principais fatores que determinam savanas foram sintetizados por Mistry (2000), Collinson (1988), Cole (1986) e Walter (1986), com análises específicas encontradas em muitos capítulos de Bourlière (1983) e Huntley e Walker (1982). Como mencionado, embora a influência de cada determinante seja variável de lugar para lugar, o fogo é fator sempre importante.

Segundo Collinson (1988), algumas savanas do norte da América do Sul parecem ser relíquias do Pleistoceno mantidas pelo fogo. Esse mesmo argumento tem sido usado para justificar a ocorrência das savanas na América Central (Nicarágua), no oeste da África, na Indochina e em Bornéu. Usado como fator de manejo de savanas em países como a África do Sul e a Austrália, Pivello (2009, 2006), França et al. (2007) e Coutinho (2002), entre outros, defendem o mesmo emprego para o cerrado sentido amplo. Para Coutinho (2002), em países “(...) onde a cultura ecológica é mais científica e menos emocional que a nossa”, o fogo é usado no manejo e na manutenção de savanas, pois “(...) proteção total e absoluta contra o fogo no Cerrado é uma utopia (...)”. França et al. (2007) destacam o consenso acadêmico sobre a importância do fogo, embora ainda não tenha se revertido em uma “(...) mudança consistente no manejo das reservas do Cerrado”. Para Pivello (2009), “(...) o mau uso do fogo não anula os benefícios que seu bom uso possa trazer”.

Collinson (1988) relacionou os impactos do fogo sobre a vegetação a numerosos fatores, entre os quais a época de ocorrência (os prejuízos do fogo são mais sérios no final da estação seca), a hora do dia em que o fogo ocorre (períodos de umidade mais elevada produzem incêndios mais brandos) e a força e direção do vento. Mesmo possuindo mecanismos de adaptação ao fogo, fatores como esses, em excesso, podem induzir problemas às savanas, como a diminuição de área ocupada e o raleamento da camada lenhosa, que foram analisados por Medeiros e Miranda (2008, 2005) e Gillon (1983), entre outros autores. No entanto, mesmo que alguns estudos demonstrem que a composição de savanas seja drasticamente afetada pelo fogo, Klink e Solbrig (1996) afirmaram que "(...) poucos estudos mostram a dinâmica de perda de espécies". Ao contrário, há indicações de enriquecimento de trechos de Cerrado sentido restrito após fogo (Fiedler et al., 2004), assim como está registrado para outras vegetações, como Mata de Galeria (Santiago et al., 2005; Sevilha, 1999) e floresta estacional semidecídua (Silva et al., 2005). Inúmeras plantas dependem desse estímulo para sua reprodução. Conforme Coutinho (1980), "de todos os efeitos piromorfofogenéticos, aquele (...) mais impressionante é a resposta floral que muitas espécies apresentam". Espécies de Orchidaceae (*Cyrtopodium*), Asteraceae (*Aspilia*, *Wedelia*) e Rhamnaceae (*Crumenaria*), entre várias outras, florescem poucos dias após a passagem de fogo.

O fogo ainda traz outros benefícios diretos, podendo "muitas vezes substituir os decompositores e efetuar rápida mineralização do detrito acumulado" (Walter, 1986) ou acelerar a remineralização da biomassa e transferir os "nutrientes minerais nela existentes para a superfície do solo, sob a forma de cinzas" (Coutinho, 1992). Para o Cerrado, vários artigos na edição de Miranda et al. (1996) focalizaram problemas e benefícios causados pelo fogo e informações atuais são analisadas nos demais capítulos deste livro.

A vegetação do Cerrado está adaptada ao fogo (Eiten, 1972)². Incêndios com histórica frequência têm ocorrido na região e mesmo severos eventos de fogo durante vários anos não chegam a destruir a vegetação. Há registros de fogo no Cerrado desde o final do Pleistoceno, cerca de 32.000 anos antes do presente (AP) (Miranda e Sato, 2005; Miranda et al., 2002; Barbieri, 1998; Ferraz-Vicentini e Salgado-Labouriau, 1996). Sendo assim, para que o fogo possa exercer efeitos significativos sobre as fisionomias do Cerrado, Eiten (1972) chegou a sugerir que seria necessária a ocorrência de eventos diários, sucessivamente, durante 1 ou 2 anos.

Registros de incêndios são comuns na maioria das savanas do mundo (Gillon, 1983, Lacey et al., 1982) e chega-se a imputar as savanas como resultantes diretas do fogo. No bioma Cerrado, como mencionado, os mais antigos registros datam de 32.000 AP, em área coberta atualmente por vereda (Salgado-Labouriau et al., 1998, Ferraz-Vicentini e Salgado-Labouriau, 1996). Datações em áreas de cerrado sentido amplo contêm registros entre 19.000, 13.700, 8.600 até 1.600 AP (Miranda e Sato, 2005; Ledru, 2002; Salgado-Labouriau et al., 1998; Klink e Solbrig, 1996; Coutinho, 1981). Barbieri (1998), por exemplo, afirmou que entre 7.220 e 2.450 AP, "queimadas frequentes ocorriam e poderiam ser devidas tanto a processos naturais como à ação do homem". Portanto, de origem natural ou antrópica, registros como esses comprovam a convivência da vegetação do bioma com incêndios há milhares de anos.

Falando a respeito da megafauna americana já extinta, Olmos et al. (2001) defenderam o importante papel do uso do fogo pelo ser humano na modificação de habitats. Apoiados em várias referências, afirmaram que "grupos indígenas em toda a América causavam incêndios frequentes para 'limpar áreas' como instrumento de caça, permitir a passagem de pessoas e como arma de guerra, entre outros usos (...), com os resultantes impactos sobre a vegetação em escala regional e

² Informação referente ao Cerrado sentido amplo.

mortalidade direta de animais”. No tempo atual, porém, mesmo para a fauna, “o fogo não deve (...) ser considerado sempre um desastre para a fauna [... podendo] proporcionar-lhe certos benefícios” (Coutinho, 2002).

Sintetizando as informações dos trabalhos até aqui citados, pode-se afirmar que o fogo influencia a distribuição, a riqueza e a composição biótica das savanas, afetando a estrutura dos trechos de vegetação atingidos por incêndios. Se, por um lado, o fogo diminui a biomassa das espécies em geral, sendo mais drástico nas paisagens florestais (como as Matas de Galeria) do que nas savanas e campos, por outro possibilita vantagem competitiva do grupo de espécies vegetais a ele adaptadas³. Em oposição, as espécies não adaptadas ao fogo tenderão a sofrer aumento da mortalidade (Medeiros e Miranda, 2005; Miranda e Sato, 2005; Moreira, 2000, 1996; Klink e Solbrig, 1996), com a diminuição de suas populações. Mesmo para espécies adaptadas, a capacidade de rebrota diminui com o aumento da frequência de queimadas, se estas forem reduzidas para períodos curtos, anuais (Medeiros e Miranda, 2008). Eventos de fogo afetam a ciclagem de nutrientes com consequências sobre a flora encontrada em trecho de vegetação. O incremento no regime de queimadas resulta em fisionomias mais abertas, favorecendo a vegetação do estrato rasteiro (Miranda e Sato, 2005).

“Uma queimada pode ser iniciada naturalmente por relâmpagos (na verdade, raios), mas a maioria dos incêndios hoje em dia são causados pela atividade humana” (Klink e Solbrig, 1996). Segundo muitos autores, dos incêndios de causa humana a maior parte é criminosa (entre 60% e 80%), originada de incendiários, particularmente em áreas protegidas (Soares et al., 2009; Fiedler et al., 2006; Medeiros e Fiedler, 2004; Klink e Solbrig, 1996). Como há correlação positiva entre eventos de fogo e a presença humana nas savanas, ainda que incêndios naturais aconteçam nesses ambientes, há outras consequências da influência humana sobre a paisagem que merecem comentários.

Ação antrópica, savanização e fogo

Em todo o planeta, as áreas de savana têm sido amplamente utilizadas para atividades agropecuárias e demais formas de ocupação humana, geralmente com o uso excessivo do fogo como agente de manejo. Essa paisagem está diretamente associada com a evolução da espécie humana, pois foi a formação vegetal que abrigou os primeiros hominídeos (Bronowski, 1983; Leakey e Lewin, 1981). Desde então, o ser humano sempre utilizou savanas como locais preferenciais para sua sobrevivência, partindo delas para desbravar e ocupar outras formas de vegetação.

Até a segunda metade do século passado, pouquíssimas foram as preocupações efetivas com a degradação humana causada ao meio ambiente. Na prática, o ser humano julgou (e muitas pessoas ainda julgam) que os recursos naturais seriam inesgotáveis. Isso começou a mudar com a atuação de movimentos ambientalistas espalhados por todo o mundo, estimulados pelo alerta de biólogos e ecólogos ao longo do século XX (Wilson e Peter, 1997).

Tanto no Brasil quanto em outras partes do globo, domínios de vegetação não florestais, destacando-se aí as savanas, ainda não sensibilizam suficientemente o público leigo, mesmo aquele preocupado com as questões ambientais, que tem dispensado atenção especial para as florestas tropicais (Klink e Machado, 2005; Ratter et al., 1997; Klink et al., 1993; Solbrig e Young, 1993). Os dados de degradação das savanas são alarmantes e, exemplificando com o Cerrado, alguns números e a situação do bioma podem ser analisados em documentos, como MMA (2007), Unesco

³ As espécies “pirófitas” ou “pirofiticas”, isto é, “vegetais lenhosos resistentes à ação do fogo” (Walter, 1996), ou “espécies adaptadas a uma condição ambiental que inclui a presença do fogo” (Coutinho, 2002, 1992).

(2000) e CI do Brasil (1999), ou em artigos de alerta, como os de Marris (2005), Klink e Machado (2005), Henriques (2003) e Ratter et al. (1997).

Embora as savanas sejam a casa de cerca de um bilhão de pessoas (Mistry, 2000), elas têm sido sistematicamente ocupadas para dar lugar a outras formas de uso da terra. Existe uma preocupação mundial com as florestas que desperta no grande público muito mais interesse do que qualquer outra vegetação. As florestas tropicais, com destaque para a Amazônia, têm sido bandeiras da causa ambiental, ofuscando a importância de outras vegetações. Das savanas, erroneamente ainda tidas como vegetações de importância menor⁴, foi pinçado o termo “savanização” – ainda ausente na maioria dos dicionários. Esse termo identifica os processos de diminuição da biomassa em áreas originalmente florestadas. Como o seu termo-irmão “desertificação” – este, há muito dicionarizado –, a savanização é tratada como algo a ser combatido. É correto que se combatam esses processos nas formações florestais⁵, mas é incorreto que o termo savana seja associado a algo que deve ser sempre igualmente combatido. Isso é um grave erro! Savanas naturais são um fato biológico, com biotas particulares que suportam extremos ambientais e são importantes por cobrirem vastas superfícies do planeta aptas à ocupação humana ordenada. Podem ser tão ricas em biodiversidade quanto as mais ricas florestas tropicais e esse é exatamente o caso do Cerrado brasileiro.

No Cerrado, como acontece em outras savanas, o fogo é elemento natural com o qual a vegetação convive há milhares de anos, de forma que ele pode e deve ser usado como fator de manejo para a conservação de áreas. Como aplicá-lo, em qual época, com que frequência e qual seu efeito em diferentes fitofisionomias são questões analisadas em outros capítulos deste livro.

Com o objetivo de caracterizar a vegetação autóctone do bioma Cerrado, a seguir é apresentada breve descrição das suas principais fitofisionomias. No item seguinte é comentada a influência do fogo nelas.

As fitofisionomias do bioma Cerrado

Ribeiro e Walter (2008, 1998) descrevem onze tipos principais de vegetação para o bioma Cerrado. Enquadrados em formações florestais (Mata Ciliar, Mata de Galeria, Mata Seca e Cerradão), savânicas (Cerrado sentido restrito, Parque de Cerrado, Palmeiral e Vereda) e campestres (Campo Sujo, Campo Limpo e Campo Rupestre), e considerando também subtipos, esse sistema reconhece 25 fitofisionomias.

Os critérios que diferenciam os tipos fitofisionômicos são baseados primeiramente na fisionomia – que é a “forma” da vegetação, definida pela estrutura (vertical/altura e horizontal/densidade), pelas formas de crescimento dominantes (árvores, arbustos, etc.) e por possíveis mudanças estacionais (p. ex.: decidualidade). Seguem-na aspectos do ambiente (principalmente fatores de solo) e da composição florística. No caso de tipos fitofisionômicos em que há subtipos, o ambiente e a composição florística, nesta ordem, são os critérios de separação.

A seguir, são apresentadas as principais características que conceituam cada uma dessas 25 fitofisionomias, começando pelas formações florestais, seguindo as formações savânicas e campestres.

⁴ No dicionário Caldas Aulete, por exemplo, savana é definida como um “lugar extenso e inculto, na América: De Ásia as florestas lhe negaram sombra, a savana sem fim negou-lhe a alfombrada”. (Castro Alves, *Espumas flutuantes*, p. 93) || planície que produz só erva ou mato: ...”.

⁵ Nepstad et al. (1999, p.118), por exemplo, fizeram o seguinte registro: “A ‘savanização’ em larga escala na Amazônia é o mais inquietante efeito ecológico advindo dos padrões atuais de uso do fogo na região, pois representa uma substituição semipermanente de floresta rica em espécies, por uma vegetação empobrecida, a qual é debilitada em espécies de plantas e animais nativos, de reduzida biomassa e menos capaz que a floresta nativa de manter os padrões de precipitação regional por evapotranspiração”

Há quatro tipos de florestas no bioma Cerrado: Mata Ciliar, Mata de Galeria, Mata Seca e Cerradão. A Mata Ciliar e a Mata de Galeria são associadas a cursos de água. A Mata Seca e o Cerradão ocorrem nos interflúvios. Quanto aos subtipos, a Mata de Galeria possui dois: não Inundável e Inundável. A mata seca três: Sempre-Verde, Semidecídua e Decídua. O Cerradão pode ser classificado como Mesotrófico ou Distrófico.

Por **Mata Ciliar** entende-se a vegetação florestal que acompanha os rios de médio e grande porte da região do Cerrado, em que a vegetação arbórea não cobre o curso de água. As árvores são predominantemente eretas e variam em altura de 20 a 25 m. Há indivíduos emergentes que alcançam 30 m ou mais. As espécies típicas são predominantemente caducifólias, com algumas sempre-verdes, conferindo à Mata Ciliar, na estação seca, aspecto semidecídua. Ao longo do ano, as árvores fornecem cobertura arbórea variável de 50% a 90%. Na estação chuvosa, a cobertura chega a 90%, dificilmente ultrapassando esse valor, ao passo que na estação seca pode ser inferior a 50% em alguns trechos.

No bioma, além da largura dos cursos de água, a Mata Ciliar diferencia-se da Mata de Galeria pela deciduidade e pela florística, sendo que na Mata Ciliar há diferentes graus de caducifolia na estação seca, enquanto que a Mata de Galeria é perenifólia. Floristicamente é mais similar à Mata Seca, diferenciando-se desta pela associação ao curso de água e pela estrutura, que, em geral, é mais densa e mais alta, com elementos florísticos específicos no trecho de contato com o leito do rio. Porém, nos locais onde pequenos afluentes (córregos ou riachos) deságuam no rio principal, a flora típica da Mata Ciliar mistura-se à flora da Mata de Galeria, fazendo com que a delimitação fisiológica entre um tipo e outro seja dificultada.

Mata de Galeria é a vegetação florestal que acompanha os rios de pequeno porte e os córregos dos planaltos do Brasil central, formando corredores fechados (galerias) sobre o curso de água. A fisionomia é perenifólia e não apresenta caducifolia evidente durante a estação seca. Quase sempre é circundada por faixas de vegetação não-florestal e, em geral, ocorre transição brusca com formações savânicas e campestres adjacentes. A altura média do estrato arbóreo varia entre 20 e 30 m, apresentando superposição das copas, que fornece cobertura de 70% a 95%. É comum haver um número significativo de espécies epífitas, principalmente Orchidaceae e Pteridófitas, em quantidade superior à que ocorre nas demais formações florestais do Cerrado.

De acordo com a topografia e as variações na altura do lençol freático ao longo do ano, a Mata de Galeria pode ser separada em dois subtipos: Mata de Galeria não Inundável (solos preferencialmente bem drenados) e Mata de Galeria Inundável (solos preferencialmente mal drenados), que possuem grandes diferenças na flora. Mais comum é a ocorrência de trechos inundáveis e não inundáveis acompanhando o curso d'água.

Sob a designação **Mata Seca** estão incluídas as florestas do bioma sem associação com cursos d'água, caracterizadas por níveis variados de caducifolia na estação seca. Para designá-la, tem sido mais empregada a expressão floresta estacional (Decidual, Semidecidual). Ocorre nos interflúvios em locais geralmente mais ricos em nutrientes. Em função do tipo de solo, da composição florística e, em consequência, da queda de folhas no período seco, a Mata Seca pode ser tratada sob três subtipos: Mata Seca Sempre-Verde⁶ (em áreas mais ao norte, na transição com a Amazônia), Mata Seca Semidecídua (o subtipo originalmente mais comum) e Mata Seca Decídua (comumente em terrenos calcários).

A altura média do estrato arbóreo varia entre 15 e 25 m. A grande maioria das árvores é ereta, com alguns indivíduos emergentes. Na época chuvosa, as copas se tocam, fornecendo cobertura

⁶ O termo "seca" da expressão Mata Seca é mal-entendido por alguns como sendo um vínculo direto à coloração da vegetação na estação seca, ou estando associado à deciduidade. Desse modo, não é incomum o estranhamento de alguns usuários quanto ao subtipo "sempre-verde". Por definição, neste sistema, o termo seca vincula-se à desassociação dessa vegetação com cursos d'água.

arbórea de 70% a 95%. Na época seca, a cobertura pode ser inferior a 50%, especialmente na Mata Decídua, que atinge porcentagens inferiores a 35% devido ao predomínio de espécies caducifólias.

O **Cerradão** é a formação florestal do bioma com características esclerófilas. Já foi designado na literatura pelos termos “Catanduva”, “floresta xeromorfa” e “floresta mesófila esclerófila”. Além das dominantes espécies arbóreas, há um sub-bosque formado por pequenos arbustos e ervas, com poucas gramíneas. Caracteriza-se pela presença preferencial de espécies que ocorrem no Cerrado sentido restrito (ao qual se assemelha floristicamente) e também por espécies de florestas, particularmente as de Mata Seca Semidecídua e da Mata de Galeria não Inundável.

Apresenta dossel contínuo e cobertura arbórea que pode oscilar de 50% a 90%, maior na estação chuvosa e menor na seca. A altura média do estrato arbóreo varia de 8 a 15 m, proporcionando condições de luminosidade que permitem a formação de estratos arbustivo e herbáceo diferenciados. Embora possa ser perenifólio em alguns trechos, o padrão geral é semidecíduo.

De acordo com a fertilidade do solo, o Cerradão pode ser classificado como Distrófico (quando ocorre em solos pobres) ou Mesotrófico (em solos mais ricos), cada qual possuindo espécies características adaptadas a esses ambientes.

Assim como as formações florestais, as formações savânicas do bioma Cerrado também englobam quatro tipos fitofisionômicos: o Cerrado sentido restrito, o Parque de Cerrado, o Palmeiral e a Vereda. O Cerrado sentido restrito apresenta quatro subtipos que indicam gradiente decrescente de densidade arbóreo-arbustiva: Cerrado Denso, Cerrado Típico, Cerrado Ralo e Cerrado Rupestre. O Palmeiral possui quatro subtipos principais determinados pela espécie dominante: Babaçual, Buritizal, Guerobal e Macaubal.

O **Cerrado sentido restrito** é caracterizado pela presença de árvores baixas, inclinadas, tortuosas, com ramificações irregulares e retorcidas, geralmente com evidências de queimadas. Os arbustos e subarbustos encontram-se espalhados, com algumas espécies apresentando órgãos subterrâneos perenes, que permitem a rebrota após queima ou corte. Na época chuvosa, os estratos subarbustivo e herbáceo tornam-se mais exuberantes.

Os troncos das plantas lenhosas possuem cascas com cortiça espessa, fendida ou sulcada. As folhas em geral são rígidas e coriáceas. Esses caracteres sugerem adaptação à condição de seca (xeromorfismo) e adaptações ao fogo. Todavia é bem relatado na literatura que as plantas arbóreas não sofrem restrição hídrica durante a estação seca.

Vários fatores influem na densidade arbórea do Cerrado sentido restrito, como as condições edáficas (fertilidade, pH, saturação de alumínio) e hídricas, a profundidade do solo e a frequência de queimadas (Moreira, 2000, 1996; Coutinho, 1992, 1980) e ações antrópicas (Rawitscher, 1948; Waibel, 1948a, 1948b). Os reflexos desses fatores aparecem na estrutura da vegetação, na distribuição espacial dos indivíduos lenhosos e na variação florística entre áreas.

Áreas disjuntas na Amazônia apresentam menor riqueza florística do que a área nuclear do bioma (Miranda e Absy, 2000), mas são formadas essencialmente pelas mesmas espécies lenhosas. Geralmente representam as chamadas “savanas amazônicas”. Nos limites meridionais da fitofisionomia, no Paraná, uma riqueza baixa também tem sido relatada (Uhlmann et al., 1998).

Devido à complexidade dos fatores condicionantes, originam-se subdivisões fisionômicas, sendo as principais o Cerrado Denso (cobertura arbórea de 50% a 70% e altura média de 5 a 8 m), o Cerrado Típico (cobertura de 20% a 50% e altura média de 3 a 6 m), o Cerrado Ralo (cobertura de 5% a 20% e altura média de 2 a 3 m) e o Cerrado Rupestre (cobertura arbórea variável de 5% a 20% e altura média de 2 a 4 m). As três primeiras subdivisões refletem variações na forma dos agrupamentos e no espaçamento dos indivíduos lenhosos, que, em várias situações, pode ser determinada pela ação direta do fogo. Já o Cerrado Rupestre diferencia-se dos demais pelo substrato, ocorrendo em solos rasos com a presença de afloramentos de rocha e de algumas espécies indicadoras adaptadas a esse ambiente. Vários de seus elementos florísticos também estão presentes no Campo Rupestre.

O **Parque de Cerrado** é caracterizado pela presença de faixa campestre entremeada por árvores que se agrupam em trechos específicos do terreno, geralmente em pequenas elevações, algumas vezes imperceptíveis, e outras com muito destaque. Neste último caso, essas elevações são conhecidas como “murundus” ou “monchões”. Nos locais onde se concentram, as árvores possuem altura média de 3 a 6 m. Considerando um trecho completo, com agrupamentos arbóreos e “depressões” ou “planos” campestres entre eles, a cobertura arbórea varia de 5% a 20%. Considerando somente os agrupamentos arbóreos, a cobertura sobe para 50% a 70%. Nas depressões é praticamente zero.

A formação savânica caracterizada pela presença marcante de uma única espécie de palmeira arbórea é denominada **Palmeiral**. Nessa fitofisionomia praticamente não há destaque das árvores dicotiledôneas, embora essas possam ocorrer com baixa frequência. No bioma podem ser encontrados pelo menos quatro subtipos mais comuns de palmeirais, que variam em estrutura de acordo com a espécie dominante. Pelo domínio de determinada palmeira, o trecho de vegetação pode ser designado pelo nome comum da espécie. Os palmeirais do Cerrado geralmente são encontrados em terrenos bem drenados, nos interflúvios, e a espécie dominante pertence aos gêneros *Acrocomia* (Macaubal), *Attalea* (Babaçual) e *Syagrus* (Guerobal). Quando ocorre em terrenos mal drenados ou brejosos caracteriza-se o Buritizal, que é dominado pela espécie *Mauritia flexuosa*. Os buritis eventualmente podem formar galerias acompanhando as linhas de drenagem, em típica estrutura de floresta.

Muitas vezes, o Buritizal tem sido referido na literatura como Vereda, uma fitofisionomia em que há necessariamente um estrato arbustivo-herbáceo acompanhando o buriti, sem a formação de dossel e sem trecho de campo associado. No Buritizal há formação de dossel descontínuo, embora não haja vegetação arbustivo-herbácea associada da maneira típica de vereda. O dossel do Buritizal possui altura variável de 12 a 20 m e forma cobertura quase homogênea ao longo do ano, variável de 40% a 70%.

Como referido antes, em sentido puramente fisionômico, alguns trechos com Buritizal devem ser considerados formações florestais, o que também vale para determinados trechos com outras espécies de palmeiras arbóreas. Nesse caso, a cobertura pode variar de 60% a 80%, formando dossel contínuo. Como agrupamento de buritis eventualmente também forma galerias, o Buritizal diferencia-se da Mata de Galeria inundável pela flora que, na Mata, compõe-se de inúmeras espécies, sem a dominância marcante do buriti.

A **Vereda** é a fitofisionomia com a palmeira *Mauritia flexuosa* emergente, em meio a agrupamentos mais ou menos densos de espécies arbustivo-herbáceas. As Veredas são circundadas por típicos campos, geralmente úmidos, e os buritis não formam dossel como ocorre no Buritizal. Por essas características peculiares, autores como Araújo et al. (2002) sugerem que a Vereda deve ser considerada “complexo vegetacional”. Esses autores indicaram três zonas ligadas à topografia e à drenagem do solo, designando-as: “borda” (local de solo mais seco, em trecho campestre onde podem ocorrer arvoretas isoladas); “meio” (solo medianamente úmido, tipicamente campestre); e “fundo” (solo saturado com água, brejoso, onde ocorrem os buritis, muitos arbustos e arvoretas adensadas). Essas zonas são floristicamente diferenciadas.

Na Vereda, os buritis adultos possuem altura média de 12 a 15 m e a cobertura varia de 5% a 10%. Assim como no Parque de Cerrado, essa cobertura refere-se a trecho com as três zonas da Vereda. Se consideradas somente a “borda” e o “meio”, em faixas largas nos sentidos perpendicular e longitudinal, em relação ao “fundo”, a cobertura arbórea pode ser próxima de zero. Se considerado o “fundo”, a cobertura sobe para porcentagens acima de 50% em alguns trechos, em virtude da ocorrência de vegetação densa de arbustos e arvoretas, efetivamente impenetrável em muitos locais.

Tratando agora das formações campestres do bioma, são reconhecidos três tipos fitofisionômicos principais: o Campo Sujo, o Campo Limpo e o Campo Rupestre. O Campo Sujo caracteriza-

se pela presença evidente de arbustos e subarbustos entremeados no estrato arbustivo-herbáceo. No Campo Limpo a presença de arbustos e subarbustos é insignificante ou ausente. O Campo Rupestre possui trechos com estrutura similar ao Campo Sujo ou ao Campo Limpo, diferenciando tanto pelo substrato, composto por afloramentos de rocha, quanto pela composição florística, que inclui muitos endemismos devidos à altitude e às condições peculiares de clima e solo.

De acordo com particularidades topográficas ou edáficas, o Campo Sujo e o Campo Limpo podem apresentar três subtipos cada. São eles: Campo Sujo Seco, Campo Sujo Úmido e Campo Sujo com Murundus; e Campo Limpo Seco, Campo Limpo Úmido e Campo Limpo com Murundus.

O **Campo Sujo** é um tipo fisionômico exclusivamente arbustivo-herbáceo, com arbustos e subarbustos esparsos cujas plantas, muitas vezes, são constituídas por indivíduos menos desenvolvidos das espécies arbóreas do cerrado sentido restrito.

A composição florística e a importância fitossociológica das espécies nos três subtipos pode diferir se o solo for bem drenado (Campo Sujo Seco) ou mal drenado (Campo Sujo Úmido ou com Murundus).

O **Campo Limpo** é uma fitofisionomia predominantemente herbácea, com raros arbustos e ausência completa de árvores. Pode ser encontrado em diversas posições topográficas, com diferentes variações no grau de umidade, profundidade e fertilidade do solo. Entretanto, é encontrado com mais frequência nas encostas, nas chapadas, nos olhos d'água, circundando as veredas e na borda das matas de galeria. Quando ocorre em áreas planas, relativamente extensas, contíguas aos rios e inundadas periodicamente, também é chamado de "Campo de Várzea", "Várzea" ou "Brejo".

O **Campo Rupestre** é um tipo fitofisionômico predominantemente herbáceo-arbustivo, com a presença eventual de arvoretas pouco desenvolvidas de até dois metros de altura. Abrange complexo de vegetação que agrupa paisagens em microrrelevos com espécies típicas, ocupando trechos de afloramentos rochosos. Geralmente ocorre em altitudes superiores a 900 m, ocasionalmente a partir de 700 m, em áreas onde há ventos constantes e variações extremas de temperatura, com dias quentes e noites frias.

A composição florística em áreas de Campo Rupestre pode variar muito em poucos metros de distância e a densidade das espécies depende do substrato (profundidade do solo, fertilidade, disponibilidade de água, posição topográfica, etc.). Nos afloramentos rochosos, por exemplo, os indivíduos lenhosos concentram-se nas fendas das rochas, onde a densidade pode variar muito. Há locais em que arbustos praticamente dominam a paisagem, enquanto em outros a flora herbácea predomina. Também são comuns agrupamentos de indivíduos de uma única espécie, cuja presença é condicionada, entre outros fatores, pela umidade disponível no solo. Algumas espécies podem crescer diretamente sobre as rochas, sem que haja solo, como ocorre com algumas aráceas e orquídeas rupícolas.

Pela dependência das condições edáficas restritivas e do microclima peculiar, a flora é conspicua e contém muitos endemismos e plantas raras. Na morfologia das espécies comuns há inúmeras características xeromórficas e piromorfo genéticas.

A influência do fogo nas formações do bioma Cerrado

Considerando as diferentes formações do bioma, as fitofisionomias florestais estão menos sujeitas aos incêndios naturais do que as savanas e os campos. Entre as formações florestais, as Matas de Galeria representam a vegetação menos adaptada ao fogo, seguindo a Mata Ciliar e as Matas Secas e, por fim, o Cerradão. Sendo assim, enquanto a flora das savanas e dos campos apresenta inúmeras espécies com características morfológicas (morfologia externa), anatômicas e fisiológicas adaptadas ao fogo (espécies pirofíticas), a flora das florestas é proporcionalmente muito menos adaptada. O ambiente mais úmido e sombreado, porém, não propicia a entrada de fogo. A

exceção notável, até por uma questão conceitual, é o Cerradão, que apresenta parte de sua flora compartilhada com o Cerrado sentido restrito. Evolutivamente, as espécies das florestas do bioma não “necessitaram desenvolver” mecanismos de adaptação ao fogo, como “o fizeram” com eficiência inúmeras espécies das savanas e dos campos, isto é, a pressão de seleção para suportar fogo recorrente em áreas de floresta foi muito menor do que a dos ambientes savânicos. Desse modo, eventos de fogo (sejam de origem natural ou antrópica) quando penetram as formações florestais podem ser devastadores para numerosas espécies ou suas populações, nos trechos atingidos (Parca, 2007; Santiago et al., 2005; Sevilha, 1999). Além disso, conforme revelou Sevilha (1999), espécies típicas das formações savânicas tendem a ocupar espaços dentro das formações florestais frequentemente atingidas por fogo, alterando a florística original. Segundo esse autor, “a ocorrência de fogo frequente nas bordas da mata seleciona uma flora tolerante a queimadas, enquanto o interior, geralmente não atingido pelo fogo, seria um refúgio para as espécies sensíveis”.

Em condições naturais na época da seca e em função do acúmulo de material combustível, o fogo se espalha sem grandes barreiras pelas savanas e os campos, penetrando com mais dificuldade nas florestas. Isso vale particularmente para as Matas de Galeria e as Ciliares, especialmente na faixa contígua aos córregos e rios, ainda que o fogo atinja a serapilheira dessas matas. As fisionomias Mata Seca e Cerradão parecem mais sujeitas ao fogo do que as anteriores, em função da distância e da desassociação com cursos de água, que não favorece condições microclimáticas mais úmidas. Matas Secas (ou florestas estacionais semidecíduais) registram aumento de riqueza poucos anos após eventos de fogo, talvez devido ao aumento de espécies pioneiras (Silva et al., 2005). Nas quatro situações, porém, fogo de copa ou que atinge o dossel das matas parece ser evento raro, restringindo-se a situações incomuns diretamente influenciadas por ações humanas. Nesse caso, as perturbações são mais drásticas, eliminando muitos indivíduos adultos, epífitas, além das plântulas e jovens, e estimulando algumas lianas. Plântulas e jovens parecem ser os mais afetados por eventuais registros de fogo nessas florestas.

Das formações savânicas e campestres, a Vereda, os Buritizais e os Campos Úmidos (sejam estes Campos Limpos ou Sujos) são as fitofisionomias menos sujeitas aos grandes incêndios que ocorrem sobre as demais. Porém, em função de antropismo, elas têm sido submetidas às queimas descontroladas, sem que se saiba o real efeito desses incêndios sobre a flora, a fauna, os microrganismos e a ciclagem de nutrientes.

Separadamente, há poucos estudos de longo prazo que comparem diretamente os efeitos do fogo sobre as diferentes fitofisionomias aqui consideradas. Os estudos têm se concentrado nas formas de vegetação do Cerrado sentido amplo, particularmente em Cerrado sentido restrito e Campo Sujo, mas há avanços no caso das Matas de Galeria, com os estudos de Sevilha (1999) e Felfili (1997).

Na literatura há modelos que consideram o papel do fogo e as resultantes fitofisionomias do Cerrado (sentido amplo). O modelo de estados e transições proposto por Meirelles et al. (1997), por exemplo, sugere algumas possibilidades fitofisionômicas devidas à influência do fogo. Partindo do Cerrado típico como sendo a forma de vegetação inicial, em função do seu domínio em área no bioma, os autores analisaram situações de proteção ou não contra o fogo. Argumentam que a proteção levaria a um adensamento da vegetação, culminando em possível Cerradão Distrófico, ao passo que a presença de fogo causaria raleamento da camada lenhosa. Em situações-limite de uso intenso de fogo, o resultado proporcionaria áreas perturbadas ou degradadas, descaracterizadas em relação às situações naturais. Cabe destacar que o fato mais significativo reconhecido por Meirelles et al. (1997), assim como admite a maioria dos autores contemporâneos, é que “(...) a supressão do fogo constitui elemento de intervenção em um ecossistema que está, normalmente, sujeito a esta perturbação”. Porém, como os demais capítulos deste livro abordam, ainda há muitas lacunas a ser melhor compreendidas.

Considerações finais

Para se ter uma perspectiva sólida da influência do fogo na diversidade fitofisionômica de todas as paisagens do bioma, ainda serão necessários mais estudos que incluam investigações de estrutura comunitária comparativa em trabalhos de longo prazo. Além das conjecturas feitas, no atual estágio do conhecimento qualquer indicação mais direta sobre essa influência seria prematura por haver pouco suporte de pesquisa que pudesse corroborá-la. O que não se pode mais negar, porém, é que o fogo é um elemento natural com que o bioma Cerrado convive e evolui há milhares de anos e não pode ser simplesmente eliminado nas ações de manejo de suas paisagens.

Referências bibliográficas

- ARAÚJO, G. M.; BARBOSA, A. A. A.; ARANTES, A. A.; AMARAL, A. F. Composição florística de veredas no município de Uberlândia, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, p. 475-493, 2002.
- BARBIERI, M. História ecológica de Águas Emendadas. In: SEMINÁRIO PESQUISAS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 1., 1998. **Anais...** Brasília: IEMA/Sematec, 1998. p. 153-170.
- BLYDENSTEIN, J. Tropical savanna vegetation of the Llanos of Colombia. **Ecology**, v. 48, p. 1-15, 1967.
- BOURLIÈRE, F. (Ed.). **Ecosystems of the World 13: Tropical Savannas**. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing Company, 1983.
- BRONOWSKI, J. **A escalada do Homem**. 2ed. São Paulo: Martins Fontes/Universidade de Brasília, 1983.
- CASTRO, E. A.; KAUFFMAN, J. B. Ecosystem structure in the Brazilian cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption. **Journal of Tropical Ecology**, v. 14, p. 263-283, 1998.
- CI DO BRASIL. **Ações prioritárias para a conservação da Biodiversidade do Cerrado e Pantanal**. Brasília: Conservation International do Brasil/Funatura/UnB/Fundação Biodiversitas/MMA, 1999.
- CLEMENTS, F. E.; SHELFORD, V. E. **Bio-ecology**. New York: John Wiley e Sons, 1939.
- COLE, M. M. A savana brasileira. **Boletim Carioca de Geografia**, v. 11, p. 5-52, 1958.
- COLE, M. M. **The Savannas: Biogeography and Geobotany**. London: Academic Press, 1986.
- COLLINSON, A. S. **Introduction to World Vegetation**. 2ed. London: Unwin Hyman Ltd, 1988.
- COUTINHO, L. M. 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**, v. 5, p. 57-64, 1977.
- COUTINHO, L. M. O conceito de Cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 1, p. 17-23, 1978a.
- COUTINHO, L. M. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. I – A temperatura do solo durante as queimadas. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 1, p. 93-96, 1978b.
- COUTINHO, L. M. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. III – A precipitação atmosférica de nutrientes minerais. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 2, p. 97-101, 1979.
- COUTINHO, L. M. As queimadas e seu papel ecológico. **Brasil Florestal**, v. 10, p. 7-23, 1980.
- COUTINHO, L. M. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. Nota sobre a ocorrência e datações de carvões encontrados no interior de solo sob cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 4, p. 115-117, 1981.

- COUTINHO, L. M. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. In: HUNTLEY, B. J.; WALKER, B. H. (Ed.). **Ecology of Tropical Savannas**. Berlin: Springer-Verlag, 1982. p. 273-291.
- COUTINHO, L. M. O cerrado e a ecologia do fogo. **Ciência Hoje, Volume especial Eco-Brasil**, 1992. p. 130-138.
- COUTINHO, L. M. O bioma do cerrado. In: A. L. Klein (Ed.). **Eugen Warming e o cerrado brasileiro um século depois**. São Paulo: Editora Unesp; Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, Brasil, 2002. p. 77-91.
- COUTINHO, L. M. O conceito de bioma. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, p. 13-23, 2006.
- EITEN, G. Vegetation forms. **Boletim do Instituto de Botânica de São Paulo**, v. 4, p. 1-88, 1968.
- EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **The Botanical Review**, v. 38, p. 201-341, 1972.
- EITEN, G. Delimitação do conceito de cerrado. **Arquivos do Jardim Botânico**, v. 21, p. 125-134, 1977.
- EITEN, G. Brazilian "savannas". In: HUNTLEY, B. J.; WALKER, B. H. (Ed.). **Ecology of Tropical Savannas**. Berlin: Springer-Verlag, 1982. p. 25-47. (Ecological Studies, 42)
- EITEN, G. The use of the term "savanna". **Tropical Ecology**, v. 27, p. 10-23, 1986.
- EITEN, G. Vegetação do cerrado In: PINTO, M. N. (Org.). **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. 2ed. Brasília: UnB/Sematec, 1994. p. 17-73.
- FELFILI, J. M. Comparison of the dynamics of two gallery forests in Central Brazil. In: IMANÃS-ENCINAS, J.; KLEIN, C. (Org.). **Proceedings of the International Symposium on Assessment and Monitoring of Forests in Tropical Dry Regions with Special Reference to Gallery Forests**. Brasília: Universidade de Brasília, 1997. p. 115-124.
- FERRAZ-VICENTINI, K. R.; SALGADO-LABOURIAU, M. L. Palynological analysis of a palm swamp in Central Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 9, p. 207-219, 1996.
- FIEDLER, N. C.; AZEVEDO, I. N. C. DE; REZENDE, A. V.; MEDEIROS, M. B.; VENTUROILI, F. Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de uma área de Cerrado *sensu stricto* na Fazenda Água Limpa-DF. **Revista Árvore**, v. 28, p. 129-138, 2004.
- FIEDLER, N. C.; MERLO, A. D.; MEDEIROS, M. B. Ocorrência de incêndios florestais no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. **Ciência Florestal**, v. 16, p. 153-161, 2006.
- FRANÇA, H.; RAMOS-NETO, M. B.; SETZER, A. **O Fogo no Parque Nacional das Emas**. Brasília: MMA, 2007. (Série Biodiversidade, 27)
- GILLON, D. The fire problem in tropical savannas. In: BOURLIÉRE, F. (Ed.). **Ecosystems of the World 13: Tropical Savannas**. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing Company, 1983. p. 617-641.
- GOOD, R. **The Geography of the Flowering Plants**. London: Longmans, Green and Co. Ltd., 1964.
- GOODLAND, R. A physiognomic analysis of the "cerrado" vegetation of Central Brazil. **Journal of Ecology**, v. 59, p. 411-419, 1971.
- HENRIQUES, R. P. B. O futuro ameaçado do cerrado brasileiro. **Ciência Hoje**, v. 33, p. 34-39, 2003.
- HENRIQUES, R. P. B. Influência da história, solo e fogo na distribuição e dinâmica das fitofisionomias no bioma do Cerrado. In: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Ed.). **Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação**. Brasília: MMA, 2005. p. 71-92.
- HOFFMANN, W. A. The effect of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. **Journal of Ecology**, v. 84, p. 383-393, 1996.

- HOFFMANN, W. A. Direct and indirect effects of fire on radial growth of cerrado savanna trees. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, p. 137-142, 2002.
- HOFFMANN, W. A. Ecologia comparativa de espécies lenhosas de cerrado e de mata. In: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Ed.). **Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação**. Brasília: MMA, 2005. p. 155-165.
- HOPKINS, B. Ecological processes at the forest-savanna boundary. In: FURLEY, P. A.; PROCTOR, J.; RATTER, J. A. (Ed.). **Nature and Dynamics of Forest-Savanna Boundaries**. London: Chapman e Hall, 1992. p. 21-33.
- HUNTLEY, B. J.; WALKER, B. H. (Ed.). **Ecology of Tropical Savannas**. Berlin: Springer-Verlag, 1982. (Ecological Studies, v. 42)
- KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, p. 707-713, 2005.
- KLINK, C. A.; MOREIRA, A. G.; SOLBRIG, O. T. Ecological impact of agricultural development in the cerrados. In: YOUNG, M. D.; SOLBRIG, O. T. (Ed.). **The World's Savannas: Economic Driving Forces, Ecological Constraints and Policy Options for Sustainable Land Use**. Paris: Unesco, The Parthenon Publishing Group, 1993. p. 259-282. (Man and Biosphere Series, 12)
- KLINK, C. A.; SOLBRIG, O. T. Efeito do fogo na biodiversidade de plantas do Cerrado. In: SARMIENTO, G.; CABIDO, M. (Ed.). **Biodiversidad y Funcionamiento de Pastizales y Sabanas en America Latina**. Venezuela: Cytel y Cielat, 1996. p. 231-244.
- LACEY, C. J.; WALKER, J.; NOBLE, I. R. Fire in Australian savannas. In: HUNTLEY, B. J.; WALKER, B. H. (Ed.). **Ecology of Tropical Savannas**. Berlin: Springer-Verlag, 1982. p. 246-272. (Ecological Studies, 42)
- LEAKEY, R. E.; LEWIN, R. **Origens**: o que novas descobertas revelam sobre o aparecimento da nossa espécie e seu possível futuro. Tradução de: ALMEIDA, M. L. C. G. de. 2ed. Brasília: Melhoramentos; Ed. Universidade de Brasília, 1981.
- LEDRU, M. P. Late quaternary history and evolution of the Cerrados. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Ed.). **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. p. 33-50.
- LIMA, G. S.; BATISTA, A. C. Efeitos do fogo no ecossistema. **Estudos de Biologia**, v. 31, p. 5-16, 1993.
- MARRIS, E. The forgotten ecosystem. **Nature**, v. 437, p. 944-945, 2005.
- MEDEIROS, M. B.; FIEDLER, N. C. Incêndios florestais no Parque Nacional da Serra da Canastra: desafios para a conservação da biodiversidade. **Ciência Florestal**, v. 14, p. 157-168, 2004.
- MEDEIROS, M. B.; MIRANDA, H. S. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, p. 493-500, 2005.
- MEDEIROS, M. B.; MIRANDA, H. S. Post-fire resprouting and mortality in Cerrado woody plant species over a three-year period. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 65, p. 53-68, 2008.
- MEIRELLES, M. L.; KLINK, C. A.; SOUSA-SILVA, J. C. Um modelo de estados y transiciones para el cerrado brasileño. **Ecotropicos**, v. 10, p. 45-50, 1997.
- MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. C.; MIRANDA, A. C. The fire factor. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Ed.). **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. p. 51-68.

MIRANDA, H. S.; MIRANDA, A. C. Queimadas e estoques de carbono no Cerrado. In: MOREIRA, A. G.; SCHWARTZMAN, S. (Ed.). **As mudanças climáticas globais e os ecossistemas brasileiros**. Brasília: Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, The Woods Hole Research Center, Environmental Defense, 2000. p. 75-81.

MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; DIAS, B. F. S. (Org.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília: ECL/UnB, 1996.

MIRANDA, H. S.; SATO, M. N. Efeitos do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. In: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Ed.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: MMA, 2005. p. 93-105.

MIRANDA, I. S.; ABSY, M. L. Fisionomia das savanas de Roraima, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 30, p. 423-440, 2000.

MISTRY, J. **World Savannas: Ecology and Human Use**. Great Britain: Pearson Education Limited, Prentice Hall, 2000.

MITTERMEIER, R. A.; MYERS, N.; MITTERMEIER, C. G. **Hotspots: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions**. Mexico City: Cemex, Conservation International, 1999.

MMA. **Áreas Prioritárias para Conservação, uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira**: atualização. Portaria MMA nº 9, de 23 de janeiro de 2007. Brasília: MMA/SBF, 2007. (Série Biodiversidade, 31.)

MOREIRA, A. G. Proteção contra o fogo e seu efeito na distribuição e composição de espécies de cinco fisionomias de Cerrado. In: MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; DIAS, B. F. S. (Org.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília: ECL/UNB, 1996. p. 112-121.

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

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B. DA; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NEPSTAD, D. C.; MOREIRA, A. G.; ALENCAR, A. A. **Floresta em Chamas: origens, impactos e prevenção do fogo na Amazônia**. Brasília: Programa piloto para a proteção das florestas tropicais do Brasil, 1999.

OLMOS, F.; ALBUQUERQUE, J. L. B.; GALETTI, M.; MILANO, M. S.; CÂMARA, I. G.; COIMBRA-FILHO, A. F.; PACHECO, J. F.; BAUER, C.; PENA, C. G.; FREITAS, T. R. O.; PIZO, M. A.; ALEIXO, A. Correção política e biodiversidade: a crescente ameaça das "populações tradicionais" à Mata Atlântica. In: ALBUQUERQUE, J. L. B.; CÂNDIDO-JÚNIOR, J. F.; STRAUBE, F. C.; ROOS, A. L. (Ed.). **Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias**. Tubarão: Ed. Unisul. 2001. p. 279-312.

PARCA, M. L. S. **Fitossociologia e sobrevivência de árvores na mata de galeria do córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE, DF, em 2006, após dois incêndios, 1994 e 2005**. 2007. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

PIVELLO, V. R. Fire managements for biological conservation in the Brazilian Cerrado. In: MISTRY, J.; BERARDI, A. (Ed.). **Savannas and dry Forests: Linking People with Nature**. Hants: Ashgate, 2006. p. 129-154.

PIVELLO, V. R. Os cerrados e o fogo. **ComCiência**. 2009. Disponível em: <<http://comciencia.br/comciencia/?section=8eedicao=42eid=511>>. Acesso em: mar. 2009.

RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany**, v. 80, p. 223-230, 1997.

- RAWITSCHER, F. K. The water economy of the vegetation of the campos cerrados in southern Brazil. **Journal of Ecology**, v. 26, p. 237-268, 1948.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Ed.). **Cerrado: Ambiente e Flora**. Brasília: Embrapa Cerrados, 1998. p. 87-166.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Ed.). **Cerrado: Ecologia e Flora**. Brasília: Embrapa Cerrados/Embrapa Informação Tecnológica, v. 1, 2008. p. 151-212.
- RICHARDS, P. W. **The Tropical Rain Forest: an Ecological Study**. 2ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1996.
- RIZZINI, C. T. Sobre alguns aspectos do cerrado. **Boletim Geográfico**, v. 29, p. 48-66, 1970.
- RIZZINI, C. T. **Tratado de Fitogeografia do Brasil: Aspectos Ecológicos, Sociológicos e Florísticos**. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições Ltda, 1997.
- SALGADO-LABOURIAU, M. L. **História Ecológica da Terra**. São Paulo: Edgard Blücher, 1994.
- SALGADO-LABOURIAU, M. L. Late Quaternary palaeoclimate in the savannas of South America. **Journal of Quaternary Science**, v. 12, p. 371-379, 1997.
- SALGADO-LABOURIAU, M. L. Alguns aspectos sobre a paleoecologia dos cerrados. In: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Ed.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: MMA, 2005. p. 107-118.
- SALGADO-LABOURIAU, M. L.; BARBIERI, M.; FERRAZ-VICENTINI, K. R.; PARIZZI, M. G. A dry climatic event during the late Quaternary of tropical Brazil. **Review of Palaeobotany and Palynology**, v. 99, p. 115-129, 1998.
- SANTIAGO, J.; SILVA JÚNIOR, M. C.; LIMA, L. Fitossociologia da regeneração arbórea na mata de galeria do Pitoco (IBGE-DF), seis anos após fogo acidental. **Scientia Forestalis**, v. 67, p. 64-77, 2005.
- SANTOS, L. B. dos. Estudo esquemático da vegetação do Brasil. **Boletim Geográfico**, v. 9, p. 848-854, 1951.
- SANTOS, L. B. dos; INNOCÊNCIO, N. R.; GUIMARÃES, M. R. da S. Vegetação. In: **Geografia do Brasil: Região Centro Oeste**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1977. p. 59-84.
- SARMIENTO, G. The savannas of Tropical America. In: BOURLIÉRE, F. (Ed.). **Ecosystems of the World 13: Tropical Savannas**. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing Company, 1983. p. 245-288.
- SATO, M. N.; MIRANDA, H. S. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado *sensu stricto* submetidas a diferentes regimes de queima. In: MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H. DIAS, B. F. S. (Org.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. ECL/ Brasília: UnB, 1996. p. 102-111.
- SCHIMPER, A. F. W. **Plant Geography: upon a Physiological Basis**. New York: Hafner Publishing Co, 1960.
- SEVILHA, A. C. **Composição e estrutura da Mata de Galeria do Capetinga, na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF, dez anos após um incêndio acidental**. 1999. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Botânica, Universidade de Brasília, Brasília, 1999.
- SICK, H. A formação do cerrado. In: **Comptes rendus Congres International de Geographie**, v. 18, p. 332-338, 1959.

- SILVA, V. F.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; VENTURIN, N.; CARVALHO, W. A. C.; GOMES, J. B. V. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 19, p. 701-716, 2005.
- SOARES, R. V. Os incêndios florestais na região do Cerrado. **Brasil Florestal**, v. 10, p. 39-43, 1980.
- SOARES, R. V.; SANTOS, J. F.; BATISTA, A. C. Some details of forest fire statistics in Brazil. **Floresta**, v. 39, p. 691-697, 2009.
- SOLBRIG, O. T.; YOUNG, M. D. Economic and ecological driving forces affecting tropical savannas. In: YOUNG, M. D.; SOLBRIG, O. T. (Ed.). **The world's Savannas: Economic Driving Forces, Ecological Constraints and Policy Options for Sustainable Land Use**. Paris: Unesco, The Parthenon Publishing Group, 1993. p. 3-18. (Man and Biosphere Series, 12)
- UHL, C.; KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L. Fire in the Venezuelan Amazon 2: environmental conditions necessary for forest fires in the evergreen rainforest of Venezuela. **Oikos**, v. 53, p. 176-184, 1988.
- UHL, C.; VIEIRA, I. C. G. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case study from the Paragominas region of the State of Para. **Biotropica**, v. 21, p. 98-106, 1989.
- UHLMANN, A.; GALVÃO, F.; SILVA, S. M. Análise da estrutura de duas unidades fitofisionômicas de savana (cerrado) no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 12, p. 231-247, 1998.
- UNESCO. **Vegetação no Distrito Federal: tempo e espaço**. Brasília: Unesco, 2000.
- WAIBEL, L. A vegetação e o uso da terra no planalto central. **Revista Brasileira de Geografia**, v. 10, p. 335-380, 1948a.
- WAIBEL, L. Vegetation and land use in the planalto central of Brazil. **The Geographical Review**, v. 38, p. 529-554, 1948b.
- WALTER, B. M. T.; CARVALHO, A. M.; RIBEIRO, J. F. O conceito de savana e de seu componente Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Ed.). **Cerrado: ecologia e flora**. 1ed. Brasília: Embrapa Cerrados/Embrapa Informação Tecnológica, v. 1, 2008. p. 19-45.
- WALTER, H. **Vegetação e zonas climáticas: tratado de ecologia global**. São Paulo: Editora Pedagógica e Universitária Ltda., 1986.
- WARMING, E. **Lagoa Santa**. São Paulo: Ed. Itatiaia, Edusp, Belo Horizonte, 1973.
- WILSON, E. O.; PETER, F. M. (Ed.). **Biodiversidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.

6 - O fogo e o estrato arbóreo do Cerrado: efeitos imediatos e de longo prazo

*Margarete N. Sato
Heloisa S. Miranda
Jair Max F. Maia*

Introdução

De modo geral, a vegetação campestre e savânica do Cerrado apresentam características e adaptações à ocorrência de fogo. Os primeiros registros sobre essas adaptações datam da época da colonização do Cerrado quando os naturalistas descrevem as características que conferem à vegetação e às plantas resistência e resiliência ao fogo (Saint-Hilaire, 1975; Warming e Ferri, 1973). As primeiras publicações científicas, na década de 1950, descrevem principalmente a fisiologia e a estrutura das plantas do Cerrado (Goodland e Ferri, 1979; Rizzini, 1965; Labouriau, 1963; Rachid-Edwards, 1956). Esses autores reconhecem a importância do fogo como mantenedor de fisionomias abertas e da estrutura do Cerrado, e enfatizam a rápida recuperação da vegetação devido ao rebrotamento tanto pela porção aérea como pelo sistema subterrâneo.

Segundo Christensen (1985), o fogo desempenha papel importante na manutenção da estrutura e do funcionamento de ecossistemas dominadas por plantas de porte arbustivo e contribui significativamente para a heterogeneidade espacial e temporal tanto entre quanto dentro dessas comunidades. Para o Cerrado, alguns estudos oportunistas, ou seja, observações realizadas após a ocorrência de incêndios nas áreas estudadas, ou por comparação entre áreas queimadas e áreas adjacentes (não queimadas), indicam que queimadas sucessivas realizadas durante a época seca podem resultar em mudanças significativas na estrutura e na composição florística da vegetação (Moreira, 2000; Eiten e Sambuichi, 1996; Ramos, 1990; Souza e Soares, 1983). Entretanto, desde a implantação do Projeto Fogo na Reserva Ecológica do IBGE (DF), grande número de estudos foi realizado para investigar os impactos, em longo prazo, do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. Neste capítulo, será apresentada uma revisão sobre os trabalhos que reportam os impactos do fogo na vegetação lenhosa, especialmente aqueles que abordam os efeitos do fogo na mortalidade, nos padrões de rebrotamento, de reprodução e de estabelecimento.

Danos severo e moderado

Desde o relato dos naturalistas europeus que percorreram a região do Cerrado, características morfológicas (casca espessa, proteção de gemas e órgãos subterrâneos) e fisiológicas (translocação de nutrientes para tecidos subterrâneos no início da seca) de adaptação da vegetação do Cerrado ao fogo têm sido relatadas (Coutinho, 1990). Entretanto, essas adaptações estão relacionadas a um regime de queima natural (incêndios durante os meses da estação chuvosa e de transição entre estação seca e chuvosa, com frequência ainda desconhecida) que foi alterado significativamente desde o início da ocupação da região (queimadas durante os meses da estação seca, com frequência variando entre 1 e 4 anos). Dessa forma, os danos sofridos pela vegetação vão refletir não apenas a época, mas também a frequência de queima. Muitos estudos apresen-

tam resultados para um único evento de queima, o que pode levar a conclusões enganosas sobre os danos resultantes de eventos de queima recorrentes no local.

Neste capítulo, os danos sofridos pela vegetação serão classificados como: (1) dano *total* ou *severo*, isto é, quando ocorre a morte da parte aérea, sem a emissão de rebrotas nas duas estações de crescimento que sucedem o evento de queima, isto é, a morte do indivíduo; (2) dano *moderado* ou *topkill*, quando ocorre a morte da parte aérea com o rebrotamento na parte basal do tronco ou a partir de órgãos subterrâneos e (3) dano *leve* quando ocorre rebrota aérea com ou sem a perda de ramos.

De forma geral, durante eventos de queima, a mortalidade será maior entre os indivíduos de pequeno porte, isto é, entre aqueles que ainda não possuem casca espessa o suficiente para oferecer proteção efetiva contra as altas temperaturas durante a passagem da frente de fogo. Para uma queimada realizada em meados da estação seca, em área de Campo Sujo protegida contra fogo por 23 anos, Medeiros e Miranda (2005) registraram dano *total* em 22,5% dos indivíduos lenhosos com diâmetro maior ou igual a 2,0 cm, a 30 cm do solo. Os autores observaram que a maior parte dos indivíduos que sofreram morte estava representada nas menores classes de altura e diâmetro: ~ 94% dos indivíduos mortos apresentavam diâmetro inferior a 5,0 cm e cerca de 98% apresentavam altura inferior a 2,0 m. Porém, quando considerados somente os indivíduos com diâmetro superior a 5,0 cm, a 30 cm do solo, a mortalidade estimada é reduzida para aproximadamente 5%. Esse valor é similar aos apresentados por Rocha-Silva (1999) para a mortalidade de indivíduos lenhosos em áreas de Campo Sujo. O autor estudou os efeitos do fogo na mortalidade de indivíduos lenhosos em duas áreas adjacentes de Campo Sujo protegidas contra o fogo, por 17 e 18 anos, e submetidas a queimadas prescritas em agosto em 1991 e em 1992. Após as queimadas, a mortalidade de indivíduos lenhosos com diâmetro maior ou igual a 5 cm, a 30 cm do solo, foi de 9,7% para a área queimada em 1991 e de 5,2% para a área queimada em 1992. Embora Medeiros e Miranda (2005) tenham sugerido que indivíduos com diâmetro maior do que 5 cm apresentem maior probabilidade de sobreviver a queimadas frequentes, Armando (1994) e Ramos (1990) reportam baixa, ou nenhuma, mortalidade para indivíduos de pequeno porte após evento de queima. Em estudo sobre o efeito de queimadas anuais em indivíduos de pequeno porte, altura inferior a 1,0 m e diâmetro maior que 1,5 cm, em área de cerrado protegida contra o fogo por 17 anos, Armando (1994) mostrou que apenas uma das nove espécies estudadas apresentou mortalidade após o primeiro evento de queima (6% para *Dalbergia miscolobium*). Reporta, ainda, que no primeiro ano após a queima houve incremento em altura, entre 1 cm e 28 cm, para os indivíduos das espécies estudadas. Embora Ramos (1990) tenha observado que indivíduos lenhosos com altura até 128 cm e com diâmetros menores do que 3 cm, a 30 cm do solo, sejam seriamente danificados durante queimadas, a autora argumenta que para o Cerrado *sensu stricto* a mortalidade de plantas lenhosas estabelecidas, devido a um evento de fogo, é fenômeno raro, uma vez que a proporção de indivíduos mortos é alta tanto em áreas queimadas quanto em áreas protegidas.

Sato (2003) apresenta o efeito do fogo, em diferentes épocas da estação seca, na mortalidade de indivíduos de espécies lenhosas de Cerrado *sensu stricto*. As queimadas realizadas depois de 18 anos de proteção contra o fogo resultaram na morte de 10,5% dos indivíduos (diâmetro $\geq 5,0$ cm, a 30 cm do solo) após queimada realizada em junho, 12,1% após a de agosto e 12,8% após a de setembro. Segundo a autora, não há diferença significativa para as mortalidades calculadas para as três queimadas, indicando que após longo período de proteção contra o fogo, a queima, em diferentes meses da estação seca, parece não alterar a mortalidade de indivíduos estabelecidos. Além disso, os valores são similares às densidades de indivíduos mortos registrados em inventários florestais para Cerrado *sensu stricto* na região do Distrito Federal, entre 5% e 14% (Sinimbu et al., 2007; Rossi et al., 1998; Felfili et al., 1997; Felfili e Silva-Junior, 1993), concordando com as observações feitas por Ramos (1990).

Para os indivíduos que sobrevivem ao evento de queima, os danos *moderados* sofridos serão determinantes na sua sobrevivência e, conseqüentemente, na alteração da estrutura e com-

posição de espécies do sistema, caso novos eventos de queima ocorram a intervalos de tempo muito pequenos. Armando (1994) mostra que embora a mortalidade de indivíduos de pequeno porte tenha ficado restrita a uma das nove espécies estudadas após evento de queima, uma segunda queimada, na estação seca seguinte, resultou em diminuição significativa no número de indivíduos estudados. O autor mostrou também que ocorreu redução na altura média dos indivíduos (0,3 cm a 31 cm), indicando que queimadas frequentes podem retardar a passagem dos indivíduos para o estágio reprodutivo. Medeiros e Miranda (2005) também reportam mortalidade depois de queimadas anuais em área de Campo Sujo na Reserva Ecológica do IBGE (DF). Três queimadas anuais reduziram em aproximadamente 37% o número de indivíduos lenhosos (diâmetro $\geq 2,0$ cm) presentes, ou em 20% a presença de indivíduos lenhosos com diâmetro $\geq 5,0$ cm. Resultados similares foram apresentados por Rocha-Silva (1999) para a mortalidade de indivíduos lenhosos em áreas de Campo Sujo submetidas a queimadas bienais e quadrienais realizadas em agosto, após 18 anos de proteção contra o fogo. Para a área submetida à queima bienal, a mortalidade de indivíduos com diâmetro $\geq 5,0$ cm foi de 5,2% após a primeira queima, 7,5% após a segunda e 9,8% após a terceira, resultando na redução de 21% no número de indivíduos. Para a área submetida a queimadas quadrienais, a mortalidade foi de 9,7% após a primeira queimada e 12,3% após a segunda, totalizando 21% de indivíduos mortos. Os resultados desses estudos sugerem que queimadas sucessivas, realizadas em agosto, meados da estação seca, independentemente da frequência (anual, bienal ou quadrienal), podem causar danos severos similares para a vegetação lenhosa de Campo Sujo, talvez, devido ao pequeno porte dos indivíduos do estrato arbóreo-arbustivo.

Sato (2003) estudou o efeito de cinco queimadas bienais, em diferentes épocas da estação seca, na vegetação do estrato arbóreo-arbustivo de Cerrado *sensu stricto*. A autora mostra grande variação nos valores da mortalidade a partir da segunda queimada (Tabela 1). Entretanto, ao final de 10 anos, a mortalidade acumulada é similar para as parcelas, entre 39% e 45%, independentemente da época da queima, isto é, início (junho), meio (agosto) e final (setembro) da estação seca. Valores similares foram observados para áreas de Cerrado Denso submetidas a cinco queimadas bienais realizadas em junho, agosto e setembro. Ao final de 10 anos, as queimadas reduziram em 32% o número de indivíduos presentes na área queimada em junho, 34% na queimada em agosto e em 41% na área queimada em setembro (Sato, dados não publicados).

Tabela 1. Mortalidade de indivíduos do estrato arbóreo-arbustivo após queimadas bienais realizadas em junho, agosto e setembro nas parcelas de Cerrado *sensu stricto* do Projeto Fogo, na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF, no período de 1992 a 2000.

Ano da queima	Mortalidade (%)		
	Junho	Agosto	Setembro
1992	12,8	12,1	10,5
1994	8,2	5,4	8,7
1996	4,4	10,0	9,3
1998	14,1	18,8	14,8
2000	6,7	9,6	11,0
Acumulada	38,7	45,0	43,7

Embora sem apresentar valores para dano *total* sofrido pela vegetação, Durigan et al. (1994) afirmam que eventos sucessivos de queima resultam em redução progressiva na diversidade de espécies e na simplificação na estrutura da vegetação. Ao comparar a composição de espécies de plantas lenhosas de cerrado em áreas queimadas e áreas adjacentes não queimadas na região de Itirapina (SP), os autores registraram 44 espécies de plantas lenhosas na área frequentemente queimada, enquanto nas áreas com exclusão do fogo o número de espécies variou de 101 a 125.

O mesmo padrão foi observado por Eiten e Sambuichi (1996) para Cerrado *sensu stricto* na região de Brasília (DF). Ao comparar a riqueza de espécies entre duas áreas, uma com queima frequente e outra protegida contra o fogo, concluíram que o fogo reduziu em 38% o número de espécies do estrato arbóreo-arbustivo, uma vez que a área não-queimada apresentava 41 espécies a mais. Entretanto, outros estudos não mostram o mesmo padrão. Fielder et al. (2004) observaram que ao comparar o inventário realizado imediatamente após incêndio em área de Cerrado *sensu stricto* com o realizado 3 anos após, houve incremento de 13 espécies na composição florística da área. Libano e Felfili (2006) verificaram mudanças temporais na composição florística de Cerrado *sensu stricto* em Brasília (DF), ao longo de 18 anos. Nesse período, três incêndios ocorreram na área de estudo. Durante os sete inventários realizados pelas autoras, foi observado total de 69 espécies, porém a riqueza de espécies encontrada em cada inventário variou entre 56 e 61. Entretanto, não foi possível relacionar a redução no número de espécies com os incêndios que ocorreram na área. As diferenças apresentadas entre os estudos podem estar refletindo a época e a frequência dos incêndios, a mortalidade de espécies que ocorrem em baixa densidade, as alterações na taxa de recrutamento e o critério mínimo adotado para a inclusão do indivíduo no inventário.

Para os estudos realizados nas parcelas experimentais do Projeto Fogo, Rocha-Silva (1999), Medeiros (2002) e Sato (2003) reportam a exclusão de algumas espécies dos inventários realizados ao longo dos estudos. Para uma parcela de Campo Sujo submetida a três queimadas anuais, Medeiros (2002) reporta que embora algumas espécies apresentassem grande redução no número de indivíduos, ao final do experimento, apenas duas das 38 espécies inventariadas, *Annona crassa* e *Erythroxylum daphnites*, foram excluídas do inventário. Também para Campo Sujo, Rocha-Silva (1999) reporta que em parcelas submetidas a três queimadas em regime bienal, *Byrsonima crassa*, *Erythroxylum deciduum*, *Erythroxylum tortuosum* e *Palicourea rigida* foram excluídas do inventário, enquanto somente *Laphoensia pacari* foi excluída do inventário realizado após duas queimadas em regime quadrienal. Nas parcelas de Cerrado *sensu stricto* submetidas a queimadas bienais, em diferentes épocas da estação seca, Sato (2003) reporta que, ao final de 10 anos, *Eremanthus mollis*, *Eremanthus glomerulatus*, *Erythroxylum tortuosum*, *Mimosa clausenii*, *Neea theifera* e *Tabebuia ochracea* foram excluídas da parcela queimada em junho. *Baccharis intermixta*, *Diospyros hispida*, *Eremanthus goyazensis*, *Guapira graciliflora*, *Mimosa clausenii*, *Pouteria torta* e *Vochysia thyrsoidea* foram excluídas da parcela queimada em agosto e que apenas quatro espécies foram excluídas da parcela queimada em setembro: *Aegiphila klostzkiana*, *Erythroxylum tortuosum*, *Neea theifera* e *Psidium warmingianum*. Nesses estudos, os autores deixam claro que, exceto *Eremanthus glomerulatus*, que estava representado por 138 indivíduos/ha no inventário inicial da parcela queimada em junho, as demais apresentavam densidade entre 2 e 10 indivíduos/ha e que, embora indivíduos dessas espécies ocorressem nas parcelas experimentais, não puderam ser incorporados aos inventários por não possuírem o diâmetro mínimo estipulado para os estudos.

Além dos danos *severos*, a estrutura da vegetação é significativamente alterada pela ocorrência de danos *moderados*, isto é, quando ocorre a morte da parte aérea com rebrotamento na parte basal do tronco ou a partir de órgãos subterrâneos (*topkill*). O efeito dos danos *moderados* na vegetação do Cerrado pode ser inferido a partir dos trabalhos de Rocha-Silva (1999), Medeiros (2002) e Sato (2003). Para Campo Sujo, Medeiros (2002) mostrou que três queimadas anuais realizadas no meio da estação seca resultaram em *topkill* em cerca de 30% a 37% do total de indivíduos presentes na área, com total de 77% de caules destruídos (mortos + *topkill*). Hoffmann e Solbrig (2003) observaram para *Miconia albicans*, *Myrsine guianensis*, *Piptocarpha rotundifolia*, *Roupala montana* e *Rourea induta* que a morte do caule é de aproximadamente 100% para indivíduos com diâmetro de até 5 cm e entre 40% e 50% para indivíduos com diâmetros maiores. Rocha-Silva (1999) mostrou que, após proteção contra fogo por 18 anos, três queimadas bienais e duas quadrienais, em meados da estação seca, reduziram em 21% o número de indivíduos lenhosos nas áreas de Campo Sujo estudadas. Entretanto, para a ocorrência de dano *moderado*, o autor obteve diferenças significativas entre as áreas: 33% para a área com queima bienal e 54% para a quadrienal. Dessa forma, o maior

número de caules destruídos (75%) na área com queima quadrienal do que na bienal (55%) indica efeito negativo do aumento do intervalo de queima. Para Cerrado *sensu stricto*, Sato (2003) mostrou que a mortalidade após cinco queimadas bienais, em diferentes épocas da estação seca, foi similar para as parcelas (entre 39% e 45%). Entretanto, ao considerar o total de caules destruídos, obteve valores da ordem de 44% para a área queimada em junho, 59% para a queimada em agosto e 75% para a queimada em setembro, indicando efeito diferenciado do fogo na vegetação lenhosa em relação à época da queima. A autora argumenta que essa diferença pode estar associada à fenologia das espécies lenhosas do Cerrado, que renovam as folhas, florescem ou frutificam durante a estação seca (Oliveira e Gibbs, 2000). Sato (2003) ainda enfatiza que embora o número de caules destruídos possa ser considerado alto nas três áreas estudadas, o efeito do fogo na estrutura e na composição de espécies só pode ser avaliado após considerar os indivíduos recrutados nas áreas. Durante os 10 anos de observação, 480, 148 e 60 indivíduos/ha atingiram o diâmetro mínimo de 5 cm e foram incluídos nos inventários das áreas queimada em junho, agosto e setembro, respectivamente. O recrutamento desses indivíduos reduziu a mortalidade para 17%, 38% e 41%, e o total de caules destruídos para 22%, 52% e 72% nas áreas queimadas, em diferentes épocas da estação seca. Esses resultados enfatizam a importância da época da queima na estrutura da vegetação, uma vez que os menores danos foram registrados na parcela queimada no início da estação seca, provavelmente devido à maior similaridade com a época de queima natural no Cerrado.

Poucos são os estudos que reportam o efeito de diferentes regimes de queima, ou de queimadas recorrentes, em populações de espécies do estrato arbóreo-arbustivo. Cirne (2002) mostrou que queimadas bienais em diferentes épocas da estação seca alteram significativamente a estrutura de populações de *Kielmeyera coriacea*. A proporção de indivíduos reprodutivos (altura ≥ 150 cm) após três queimadas bienais em junho foi duas vezes maior do que a observada para área queimada em agosto e seis vezes maior do que a de setembro, indicando que queimadas bienais no final da estação seca alteram significativamente o número de indivíduos em estágio reprodutivo, o que pode manter a população em estágio juvenil. O efeito de queimadas bienais e quadrienais, em meados da estação seca, em populações de *Palicourea rigida* é apresentado por Ramos (2004). Na área sob regime de queima bienal, a mortalidade foi de 23%, com redução na densidade de indivíduos adultos, e não foi registrado recrutamento de plântulas e jovens. Na área com queima quadrienal, a morte de adultos foi de 2% e foi registrado aumento na densidade populacional, com recrutamento de 6%. Para as duas áreas, foi observada redução na altura dos indivíduos. Como consequência, os indivíduos jovens e as plântulas estão sendo mantidos no estrato rasteiro, e um grande número de indivíduos se apresenta na forma de plantas muito baixas com base caulinar grossa e com apenas algumas folhas. Considerando essas alterações e também que indivíduos reprodutivos de *P. rigida* apresentam diâmetro mínimo de aproximadamente 4 cm e altura superior a 1 m, e que a espécie forma banco de sementes transiente (García-Nuñez et al., 2001) os intervalos entre queimadas sucessivas aplicados nas áreas (2 e 4 anos) podem não ser suficientes para permitir a recuperação da população.

Rebrotas

Apesar de queimadas causarem danos *severos* e *moderados* suficientes para modificar a estrutura da vegetação, de forma geral, o dano *leve* com a produção de rebrota aérea é a resposta mais usual das plantas do Cerrado para eventos de fogo. Considerando as plantas lenhosas, com diâmetro superior a 2 cm, de Campo Sujo submetido a queimadas prescritas anuais realizadas em agosto, Medeiros e Miranda (2008) observaram que das 38 espécies inventariadas, 10 apresentaram exclusivamente rebrota aérea e 21 apresentaram rebrota aérea associada a rebrotas basal e/ou subterrânea. Em termos de indivíduos, 47% dos 493 inventariados após a primeira queimada apresentaram exclusivamente rebrotas aéreas. Porém, quando considerada a combinação com os

demais tipos de rebrotas, a porcentagem de indivíduos aumentou para 61%. O número de indivíduos que apresentaram rebrota aérea decresceu após as duas queimadas subsequentes: para 40% e 30% de indivíduos exclusivamente com rebrotas aéreas e para 48% e 42% com a combinação de rebrotas aérea e basal e/ou subterrânea. Valores similares foram observados por Rocha-Silva (1999) em duas áreas de Campo Sujo, uma submetida a três queimadas bienais e outra a duas queimadas quadrienais. O autor verificou que a resposta mais comum a cada evento de fogo foi o rebrotamento exclusivamente aéreo (35% a 65% após as queimadas bienais e 43% a 65% após as quadrienais). Ao considerar os indivíduos que apresentaram ao mesmo tempo rebrotas aéreas, basais e/ou subterrâneas, esses valores aumentaram para 68% a 72% na área com queima bial e para 54% a 74% na área quadrienal.

Sato (2003) mostrou que a vegetação lenhosa de Cerrado *sensu stricto* também apresenta a rebrota aérea como a resposta predominante aos eventos de fogo (Tabela 2). Dos indivíduos presentes em área submetida a cinco queimadas bienais no início da estação seca (junho), entre 80% e 89% responderam com rebrotas aéreas; 48% a 70% na área queimada em agosto, e entre 40% e 74% na queimada em setembro. Para Cerradão localizado em São Carlos (SP), Souza e Soares (1983) reportam que 6 meses após um incêndio, 82% dos indivíduos apresentavam rebrotas. Entretanto, apenas 5% dos indivíduos apresentavam exclusivamente rebrotas aéreas. O restante sofreu dano moderado – morte da parte aérea com rebrotas basais e/ou subterrâneas.

Tabela 2. Porcentagem de indivíduos do estrato arbóreo-arbustivo apresentando rebrotas aérea (A) e basal e/ou subterrânea (BS) após queimadas bienais realizadas em junho, agosto e setembro nas parcelas de Cerrado *sensu stricto* do Projeto Fogo, na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF, no período de 1992 a 2000.

Ano da queima	Junho		Agosto		Setembro	
	A (%)	BS (%)	A (%)	BS (%)	A (%)	BS (%)
1992	81,0	6,2	47,9	40,0	74,3	15,2
1994	86,2	5,6	74,0	20,6	60,8	30,6
1996	88,5	7,1	70,9	19,1	54,2	36,5
1998	79,3	6,6	60,9	20,3	40,8	44,4
2000	85,1	8,2	67,8	22,6	39,6	49,4

Embora as rebrotas aéreas estejam afastadas da zona de temperaturas máximas, de forma geral, apresentam grande mortalidade, o que resulta em diminuição no porte e na alteração na estrutura do indivíduo (Coutinho, 1990). Em estudo sobre o efeito do fogo em indivíduos de nove espécies lenhosas do Cerrado, Armando (1994) registrou diminuição de 0,3 cm a 31 cm na altura média dos indivíduos e enfatizou que 22 meses não foram suficientes para recuperar a perda sofrida durante o evento de fogo. Hoffmann e Solbrig (2003) e Medeiros e Miranda (2008) argumentam que devido às baixas taxas de crescimento das espécies do Cerrado, longo tempo é necessário para que as rebrotas atinjam o diâmetro necessário para que a casca garanta proteção efetiva contra as altas temperaturas registradas durante eventos de fogo.

Embora os danos sofridos na parte aérea resultem na perda de ramos, na redução do porte e na alteração da estrutura do indivíduo, esses efeitos são mais acentuados quando ocorre *topkill* e o entouceiramento, como consequência da produção de rebrotas basais e subterrâneas. A produção dessas rebrotas representa alto consumo de nutrientes para a reposição da parte vegetativa da planta e, em situações de queimadas frequentes, pode resultar na morte do indivíduo. Medeiros e Miranda (2008) mostraram que 1 ano após uma queimada em meados de agosto, cerca de 96% das rebrotas basais ou subterrâneas apresentaram 100 cm de altura e 59% diâmetro basal menor do que 1 cm. Uma queimada na estação seca seguinte resultou na morte de 35% das rebrotas,

principalmente daquelas com altura inferior a 100 cm e diâmetro menor do que 1,5 cm. Os autores mostraram também que a produção de rebrotas basais e subterrâneas diminui com o aumento no número de queimadas anuais, indicando que intervalos maiores são necessários para garantir a sobrevivência dos indivíduos e assegurar o crescimento da população. Hoffmann e Solbrig (2003) mostraram que após queimadas em Cerrado *sensu stricto*, as maiores rebrotas atingiram somente 20% a 37% do tamanho reprodutivo.

Floração

A rápida e intensa floração poucos dias após o fogo é reportada para algumas espécies do estrato rasteiro (César, 1980; Coutinho, 1976), porém poucos estudos reportam a floração de espécies do estrato arbóreo-arbustivo. Freitas (1998), em estudo sobre a fauna apícola na comunidade de Campo Sujo submetido a queima, observou a floração de *Byrsonima coccolobifolia*, *B. verbascifolia*, *Erythroxylum suberosum*, *Palicourea rigida* e *Stryphnodendron adstringens* entre 14 e 94 dias após a queima. Para Cerrado *sensu stricto*, Castro e Miranda (2005) observaram que das dez espécies florescendo na área na semana anterior a uma queima realizada em agosto, apenas *Byrsonima crassa*, *Ouratea hexasperma* e *Piptocarpha rotundifolia* floresceram novamente entre 5 e 11 semanas após a queima. A proporção de indivíduos em flor, antes e após o fogo, não foi alterada para as duas primeiras espécies (13% e 19%, respectivamente), porém para *P. rotundifolia*, a proporção de indivíduos florindo aumentou de 20% para 40%, confirmando as observações de Hoffmann (1998), de que o fogo estimula a floração dessa espécie. Além dessas, outras dez espécies (*Austroplenckia polpunea*, *Byrsonima verbascifolia*, *Guapira noxia*, *Kielmeyera coriacea*, *Qualea grandiflora*, *Q. parviflora*, *Roupala montana*, *Styrax ferrugineus*, *Stryphnodendron adstringens* e *Sclerolobium paniculatum*) foram observadas produzindo flores nos 3 meses após a queimada. Miranda (1995) observou que um incêndio em cerrado em Alter-do-Chão (PA) parece não ter alterado significativamente a floração, uma vez que foram registradas oito espécies em estágio de floração antes da queima e cinco 1 mês após. Entretanto, a autora reporta respostas diferentes para duas espécies. Após a queima, *Byrsonima crassifolia* apresentou pequena redução no número de indivíduos em floração, enquanto para *Himatanthus falax* foi registrado acréscimo no número de indivíduos com flor.

Landim e Hay (1996), ao comparar a produção de flores de *K. coriacea* entre área de Cerrado *sensu stricto* com queima e outra protegida contra o fogo, não observaram, 1 ano após a ocorrência do fogo, diferença significativa na produção de flores e de botões entre as áreas. Entretanto, Felfili et al. (1999) observaram que 1 ano após um incêndio, *Stryphnodendron adstringens* pode apresentar pequena redução no número de indivíduos florindo (- 20%).

Hoffmann (1998) verificou dois padrões para a produção de flores na estação reprodutiva seguinte a uma queimada realizada em meados da estação seca: estímulo positivo, como o observado para *Piptocarpha rotundifolia*, uma vez que o número de capítulos produzidos foi significativamente maior na área queimada do que na área sem queima; estímulo negativo na produção de flores, como observado para *Miconia albicans*, *Myrsine guianensis*, *Roupala montana* e *Rourea induta*, pois a floração máxima ocorreu somente no segundo ou terceiro período reprodutivo após a passagem do fogo. Esse estímulo negativo na produção de flores de *M. albicans* também foi observado por Miyanishi e Kellman (1986) e Sanaiotti e Magnusson (1995).

Frutificação

Poucos trabalhos apresentam resultados para os efeitos imediatos do fogo, ou de longo prazo, na produção de frutos. Os efeitos imediatos podem representar a perda de grande parte do investimento anual na produção de frutos e sementes, enquanto os de longo prazo podem repre-

sentar alterações na quantidade de frutos produzidos, principalmente como resposta à perda total ou parcial da parte aérea. Efeitos imediatos do fogo foram apresentados para *Kielmeyera coriacea* e *Mimosa clausenii*. Landim e Hay (1996) observaram que 60% dos frutos de *Kielmeyera coriacea* apresentaram danos após evento de fogo, cerca de 7,5 vezes mais do que o observado em área protegida contra o fogo. Entretanto, os frutos de *K. coriacea* apresentam proteção eficiente para as sementes durante queimadas (Cirne e Miranda, 2008). Os autores mostraram que durante a passagem da frente de fogo, a temperatura externa do fruto pode atingir valores entre 390 °C e 730 °C, enquanto no interior do fruto, na altura da inserção das sementes, a temperatura durante as queimadas é aproximadamente de 62 °C, com duração do pulso de calor acima de 60 °C de cerca de 100 s. Sementes coletadas 15 dias após o fogo apresentaram germinabilidade de 79%, similar ao apresentado por Oliveira e Silva (1993) para frutos coletados em área sem queima. Mesmo para frutos pequenos, ou que não apresentem proteção efetiva contra as altas temperaturas, as sementes que permanecerem em frutos localizados nas partes mais altas da copa podem sobreviver ao evento de queima. Ramos (2004) mostrou que embora tenha ocorrido a perda das sementes de todos os frutos de *Mimosa clausenii* localizados até 1 m de altura, para aqueles localizados entre 1 m e 2 m, a germinabilidade das sementes foi reduzida de 97% para 30% e de 87% para 52% para os frutos localizados a mais de 2 m de altura.

Efeito de longo prazo na produção de frutos para cerrado em Alter-do-Chão (PA) foi observado por Miranda (1995), que registrou a diminuição do número de espécies frutificando, uma vez que, 1 ano após o incêndio, das 19 espécies inventariadas, apenas sete apresentaram frutos. Sanaiotti e Magnusson (1995) apresentaram resultados sobre a produção de frutos carnosos em cerrado de Alter-do-Chão (PA) submetido a duas queimas anuais, depois protegido de queima por 2 anos e novamente submetido a duas queimadas anuais. Os autores observaram que *Anacardium occidentale*, *Byrsonima coccolobifolia*, *B. crassifolia*, *Myrcia* sp., *Pouteria ramiflora* e *Simarouba amara* não tiveram a produção de frutos alterada pela queima. Entretanto, *M. albicans* apresentou atraso na época de frutificação ou frutificou entre 1 e 3 anos após a ocorrência da queima. O estudo de Felfili et al. (1999) mostrou que embora a floração seja observada na estação reprodutiva seguinte a evento de fogo, a maturação dos frutos pode não ocorrer. Os autores observaram que todos os frutos produzidos, 1 ano após um incêndio, por indivíduos de *Stryphnodendron adstringens* foram abortados. Somente 2 anos após o fogo foi observada a maturação dos frutos. Em área de Cerrado *sensu stricto* a perda significativa de frutos maduros de *Mimosa clausenii* após queimada prescrita realizada em agosto foi registrada por Ramos (2004). A autora ressalta que no ano seguinte à queima, a produção de frutos foi menor como consequência da morte (15%) e da ocorrência de *topkill* em cerca de 20% dos indivíduos. Hoffmann (1998) observou que a produção de frutos e de sementes de *Miconia albicans*, *Myrsine guianensis*, *Roupala montana* e *Rourea induta* sofreu diminuição após queimada. Entretanto, aumento na produção de frutos foi registrado para *Piptocarpha rotundifolia*.

Plântulas

Para muitas espécies lenhosas do Cerrado, é possível observar, desde o início do desenvolvimento das plântulas, que ocorre rápido crescimento do sistema subterrâneo em relação à parte aérea. Essa é a estratégia desenvolvida por diversas espécies para sobreviver a épocas de escassez de água ou perturbações como geada e fogo. Embora o número de espécies estudadas seja pequeno, a mortalidade de plântulas associada a eventos de queima é alta (Tabela 3). Para algumas espécies, a passagem da frente de fogo causa a morte da parte aérea das plântulas que rebrotam da base ou de estruturas subterrâneas do indivíduo (Braz et al., 2000; Oliveira e Silva, 1993). Embora um incêndio acidental tenha causado a morte de 5% das plântulas de *Kielmeyera coriacea*, Oliveira e Silva (1993) reportam que as plântulas sobreviventes rebrotaram a partir da base ou de órgão

subterrâneo. O mesmo padrão foi observado por Braz et al. (2000) para plântulas de *Dalbergia miscolobium* e por Hoffmann (2000) para plântulas de oito espécies do Cerrado.

Franco et al. (1996) observaram que a mortalidade de plântulas de 1 ano de vida de *Dalbergia miscolobium*, devido a incêndio, é fator importante. Porém, indivíduos jovens com mais de 1 ano de idade apresentam alta taxa de sobrevivência ao fogo. Resultados similares foram observados por Matos (1994) para *Blepharocalyx salicifolius* (mortalidade de 90% das plântulas e 50% dos indivíduos jovens) presentes em Cerrado *sensu stricto* submetido à queimada prescrita. A autora reportou que as plântulas que sobreviveram apresentaram *topkill* com rebrota basal. Os indivíduos jovens que sobreviveram à queima (96%) apresentaram rebrota aérea e aqueles com altura inferior a 50 cm e diâmetro basal menor do que 6 mm apresentaram *topkill* com rebrotas basais.

Tabela 3. Mortalidade de plântula de espécies lenhosas após queimadas prescritas ou incêndios em áreas de cerrado.

Espécie	Mortalidade%	Autor
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	90	Matos (1994)
<i>Dalbergia miscolobium</i>	14	Braz et al. (2000)
<i>Kielmeyera coriacea</i>	5	Oliveira e Silva (1993)
<i>Miconia albicans</i>	40	Miyanishi e Kellman (1986)
<i>Miconia albicans</i>	100	Hoffmann (1998)
<i>Mimosa clausenii</i>	12	Ramos (2004)
<i>Myrsine guianensis</i>	86	Hoffmann (1998)
<i>Periandra mediterranea</i>	50	Hoffmann (1998)
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	17	Hoffmann e Haridasan (2008)
<i>Roupala montana</i>	64	Hoffmann (1998)
<i>Roupala montana</i>	88	Hoffmann e Haridasan (2008)
<i>Rourea induta</i>	33	Hoffmann (1998)

Em cerrado protegido contra o fogo, o crescimento aéreo de plântulas estabelecidas é limitado pelo estresse hídrico durante os meses da estação seca e pelo sombreamento causado pelas gramíneas durante a estação chuvosa. Nardoto et al. (1998), Braz et al. (2000) e Kanegae et al. (2000) mostraram que, durante o período das chuvas, o sombreamento causado pelo estrato rasteiro reduz significativamente a assimilação líquida de CO₂, que, juntamente com a abscisão das folhas durante o período da seca, resultam em pequeno incremento anual em altura. Para *Kielmeyera coriacea*, Nardoto et al. (1998) reportaram incremento em altura de 3 cm após 3 anos de observação e Oliveira e Silva (1998) 20 cm, 5 anos após o estabelecimento. Incrementos menores em altura foram registrados para plântulas de *Bowdichia virgilioides* 15 meses após a semeadura: 7 cm para plântulas em Campo Sujo e 4 cm em Cerradão (Kanegae et al., 2000). Dessa forma, o baixo crescimento da parte aérea associado com os danos causados em plântulas e em indivíduos jovens durante eventos de fogo pode ser fator limitante no desenvolvimento dos indivíduos, que poderão ser mantidos em estágio juvenil por longo tempo.

Alterações no fluxo de carbono

As alterações na estrutura, na composição de espécies e nos padrões fenológicos observados em áreas de cerrado submetidas a queimadas e incêndios recorrentes podem resultar em alterações no fluxo de carbono. Devido à sazonalidade climática, a fenologia e a estratificação da vegetação, o padrão anual do fluxo de carbono para o Cerrado apresenta assimilação máxima du-

rante a estação chuvosa e queda gradativa com o avanço da estação seca, podendo transformar-se em fonte de CO₂ em meados da estação seca (Santos, 2004; Maia, 2003; Breyer, 2001; Miranda et al., 1996). Para área de Campo Sujo, sem queima, Santos (2004) mostrou que a assimilação máxima de carbono ocorreu em dezembro (1,9 g C m⁻²dia⁻¹). A área tornou-se fonte de CO₂ em agosto, com a emissão máxima ocorrendo em setembro (0,5 g C m⁻²dia⁻¹), e acumulou 4,7 Mg C ha⁻¹ em 1 ano. Padrão similar foi observado por Maia (2003), Breyer (2001) e Miranda et al. (1996) para o Cerrado *sensu stricto* que acumulou de 1,2 Mg C ha⁻¹ a 2,6 Mg C ha⁻¹ ao ano.

Santos (2004) mostrou que a vegetação de Campo Sujo, que assimilava 0,3 g C m⁻²dia⁻¹ antes de queimada prescrita realizada em junho, passou a ser fonte de carbono com fluxo máximo de 0,4 g C m⁻² dia⁻¹ após a passagem do fogo e remoção de toda a cobertura vegetal fotossinteticamente ativa. O autor mostrou que em área-controle, sem queima há 1 ano, a transformação de sorvedouro para fonte ocorreu somente em setembro (0,7 g C m⁻²dia⁻¹), final da estação seca. Com o avanço da estação chuvosa, as duas áreas tornaram-se sorvedouro de carbono. O autor argumenta que a área queimada teve potencial maior para fixar carbono que a área não queimada, pois entre maio de 2000 e maio de 2001, a área queimada acumulou 5,2 Mg C ha⁻¹ e a não queimada 4,7 Mg C ha⁻¹. Para Campo Sujo, Andrade (1998) e Neto et al. (1998) mostraram que, independentemente da época, 1 ano após a queima, cerca de 70% da biomassa do estrato rasteiro é recuperada e que a biomassa morta, principalmente a dos gramínoídes, atinge valores significativos 10 meses após a queima. Dessa forma, durante grande parte do período de observação, quase toda a cobertura vegetal da área queimada era fotossinteticamente ativa, enquanto na área-controle grande parte da cobertura vegetal apresentava-se morta ou dormente. Além disso, os diferentes regimes de queima aplicados nas duas áreas experimentais (junho – queima bienal desde 1992 e controle – queima quadrienal desde 1991) alteraram significativamente a densidade de indivíduos lenhosos nas áreas: 450 indivíduos/ha na área queimada e 280 indivíduos/ha na área-controle. Dessa forma, a diferença registrada para o total de carbono acumulado durante o ano nas duas áreas pode estar refletindo os efeitos em longo prazo de queimadas recorrentes. Medidas de fluxo de carbono realizadas em áreas de Campo Sujo queimadas em diferentes meses da estação seca indicam que o carbono liberado durante a queima da vegetação seria absorvido no período de 1 a 3 anos (Silva, 1999; Santos et al., 2003).

Breyer (2001) apresenta valores para o fluxo de carbono para duas áreas de Cerrado *sensu stricto* localizadas na Reserva Ecológica de Águas Emendadas (DF). Uma das áreas estava protegida contra o fogo por 23 anos e a outra foi alterada por incêndios frequentes e, posteriormente, protegida contra o fogo por 13 anos. O autor estimou em 2,6 Mg C ha⁻¹ano⁻¹ e em 1,4 Mg C ha⁻¹ano⁻¹ o total de carbono acumulado nas áreas protegida e alterada, respectivamente. O autor concluiu que a diferença no carbono acumulado reflete as alterações na estrutura e na composição da vegetação resultantes dos incêndios recorrentes. Miranda et al. (1996) apresentaram valor de 1,4 Mg C ha⁻¹ano⁻¹ ao mensurar, 10 anos antes, o fluxo de carbono na área protegida estudada por Breyer (2001). Esse aumento na quantidade de carbono assimilado indica que no período houve adensamento da vegetação. Para área de Cerrado *sensu stricto*, na Reserva Ecológica do IBGE (DF), Maia (2003) mensurou fluxo de carbono 2 anos após um incêndio em agosto 1999. O autor reporta um acúmulo de carbono de 1,5 Mg C ha⁻¹ em 2001 e 1,4 Mg C ha⁻¹ em 2002. Esses valores são semelhantes aos apresentados por Breyer (2001) para área de Cerrado, alterada por incêndios frequentes e, posteriormente, protegida contra o fogo, e cerca de 50% menor do que o acumulado por Cerrado *sensu stricto* com mais de 20 anos de proteção contra o fogo. Esses resultados indicam que para estimar o fluxo de carbono nas diferentes fisionomias de cerrado é importante conhecer o regime de fogo assim como as alterações causadas na estrutura da vegetação e na composição de espécies.

Considerações finais

Devido à sazonalidade climática e à ocorrência de fogo no Cerrado, algumas adaptações morfológicas e fisiológicas são apresentadas pelas plantas lenhosas para manter as populações estáveis. Os resultados apresentados para efeitos do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado mostram que os danos sofridos variam de acordo com a frequência e a época da queima, com a espécie e com o estágio de desenvolvimento. De forma geral, os danos são menores para evento isolado de queima e acentuados para intervalos de queima menores. Os danos serão maiores para plântulas e indivíduos jovens que não apresentam casca espessa para proteção efetiva contra as altas temperaturas registradas durante a passagem da frente de fogo. Além disso, danos moderados, como a perda total da parte aérea com rebrotas basais e/ou subterrâneas, alteram significativamente a estrutura das populações, resultando em grande número de indivíduos em estágio juvenil. O recrutamento de novos indivíduos é reduzido como consequência da morte de plântulas e também dos danos causados nos frutos e nas sementes, o que pode inviabilizar o investimento anual em órgãos reprodutivos. Entretanto, exceto por algumas espécies sensíveis ao fogo, relatadas na literatura, grande parte consegue manter o sucesso reprodutivo 1 ou 2 anos após a queima. Esses efeitos do fogo na composição de espécies e na estrutura da vegetação podem alterar, em longo prazo, o fluxo e o estoque de carbono nas fisionomias mais fechadas do Cerrado.

Os estudos realizados mostram uma variedade de respostas ao fogo que estão associadas a características das espécies do Cerrado. Entretanto, mostram também grande lacuna no conhecimento sobre os efeitos do fogo na vegetação, uma vez que o número de espécies, de populações ou de comunidades estudadas é pequeno, levando em consideração a alta diversidade de espécies e de fisionomias do Cerrado. Dessa forma, é necessário estimular projetos de longa duração para que o conhecimento dos efeitos do fogo em nível de espécie, de populações ou de comunidades seja ampliado. Além disso, estudos realizados durante os meses da estação das chuvas são necessários para que possamos avaliar os impactos do regime natural de queima na vegetação lenhosa do Cerrado.

Referências bibliográficas

- ANDRADE, S. M. A. **Dinâmica do combustível fino e produção primária do estrato rasteiro de áreas de campo sujo de cerrado submetidas a diferentes regimes de queima**. 1998. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1998.
- ARMANDO, M. **O impacto do fogo na rebrota de algumas espécies de árvores do cerrado**. 1994. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1994.
- BRAZ, V. S.; KANEGAE, M. F.; FRANCO, A. C. Estabelecimento e desenvolvimento de *Dalbergia miscolobium* Benth. em duas fitofisionomias típicas dos cerrados do Brasil central. **Acta Botanica Brasilica**, v. 14, p. 27-35, 2000.
- BREYER, L. M. **Fluxos de energia, carbono e água em áreas de cerrado *sensu stricto* submetidas a diferentes regimes de queima**. 2001. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2001.
- CASTRO, E. A. A.; MIRANDA, H. S. Floração de espécies lenhosas após queimada em cerrado *sensu stricto*. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 7., **Anais...** 2005. Caxambu, MG., 2005. Disponível em: <<http://www.seb-ecologia.org.br/viiceb/listaresumo.html>>
- CÉSAR, H. L. **Efeitos da queima e corte sobre a vegetação de campo sujo na Fazenda Água Limpa, Brasília-DF**. 1980. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1980.

CHRISTENSEN, N. L. Shrubland fire regimes and their evolutionary consequences. In: PICKETT, S. T. A.; WHITE, P. S. (Ed.). **The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics**. San Diego, Califórnia: Academic Press, 1985. p. 85-100.

CIRNE, P. **Efeitos do fogo na regeneração de *Kielmeyera coriacea* (Spr.) Mart. (Guttiferae) em áreas de cerrado *sensu stricto*: mecanismos de sobrevivência e época de queima**. 2002. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2002.

CIRNE, P.; MIRANDA, H. S. Effects of prescribed fires on the survival and release of seeds of *Kielmeyera coriacea* (Spr.) Mart. (Clusiaceae) in savannas of Central Brazil. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 20, p. 197-204, 2008.

COUTINHO, L. M. **Contribuição ao conhecimento do papel ecológico das queimadas na floração de espécies do Cerrado**. 1976. Tese (Livre Docência) – Departamento de Botânica. Universidade de São Paulo, São Paulo, 1976.

COUTINHO, L. M. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. In: GOLDAMMER, J. G. (Ed.). **Fire in the Tropical Biota - Ecosystem Processes and Global Challenges**. Berlin; Springer Verlag, 1990. p. 82-105. (Ecological Studies, v. 8)

DURIGAN, G.; LEITÃO-FILHO, H. F.; RODRIGUES, R. R. Phytosociology and structure of a frequent burnt cerrado vegetation in SE-Brazil. **Flora**, v. 189, p. 153-160, 1994.

EITEN, G.; SAMBUICHI, R. H. R. Effects of long-term periodic fire on plant diversity in a cerrado region. In: PEREIRA, R. C.; NASSER, L. C. B. (Ed.). SIMPÓSIO SOBRE O CERRADO, 7., 1996. **Anais...** Brasília: Embrapa-CPAC, 1996. p. 46-55.

FELFILI, J. M.; SILVA-JUNIOR, M. C. A comparative study of cerrado (*sensu stricto*) vegetation in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, p. 277-289, 1993.

FELFILI, J. M.; SILVA-JUNIOR, M. C.; DIAS, B. J.; REZENDE, A. V. Estudo fenológico de *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Coville no cerrado *sensu stricto* da Fazenda Água Limpa no Distrito Federal, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, p. 83-90, 1999.

FELFILI, J. M.; SILVA-JUNIOR, M. C.; REZENDE, A. V.; NOGUEIRA, P. E.; WALTER, B. M. T.; FELFILI, M. C.; SILVA, M. A.; IMANÃ-ENCINAS, J. Comparação do cerrado (*sensu stricto*) nas chapadas Pratinha e dos Veadeiros. In: LEITE, L. L.; SAITO, C. H. (Ed.). **Contribuição ao conhecimento ecológico do Cerrado**. Brasília: Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, 1997. p. 6-11.

FIELDER, N. C.; AZEVEDO, I. N. C.; REZENDE, A. V.; MEDEIROS, M. B.; VENTUROILI, F. Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de área de cerrado *sensu stricto* na Fazenda Água Limpa-DF. **Revista Árvore**, v. 28, p. 129-138, 2004.

FRANCO, A. C.; SOUZA, M. P.; NARDOTO, G. B. Estabelecimento e crescimento de *Dalbergia miscolobium* Benth. em áreas de campo sujo e cerrado no DF. In: MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; DIAS, B. F. S. (Org.). **Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga**. Brasília: ECL/UnB, 1996. p. 84-92.

FREITAS, R. I. **Abelhas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) e a floração de plantas em áreas de Cerrado recém-queimadas no Distrito Federal**. 1998. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1998.

GARCÍA-NUÑEZ, C.; AZÓCAR, A.; SILVA, J. F. Seed production and soil seed bank in three evergreen woody species from a neotropical savanna. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, p. 563-576, 2001.

GOODLAND, R.; FERRI, M. G. **Ecologia do cerrado**. São Paulo: Livraria Itatiaia; Ed. Belo Horizonte e Edusp, 1979.

- HOFFMANN, W. A. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, p. 422-433, 1998.
- HOFFMANN, W. A. Post-establishment seedling success in the Brazilian cerrado: a comparison of savanna and forest species. **Biotropica**, v. 32, p. 62-69, 2000.
- HOFFMANN, W. A.; HARIDASAN, M. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. **Austral Ecology**, v. 32, p. 29-36, 2008.
- HOFFMANN, W. A.; SOLBRIG, O. T. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. **Forest Ecology and Management**, v. 180, p. 273-286, 2003.
- KANEGAE, M. F.; BRAZ, V. S.; FRANCO, A. C. Efeitos da disponibilidade sazonal de água e luz na sobrevivência de *Bowdichia virgilioides* em duas fitofisionomias típicas dos cerrados do Brasil central. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, p. 457-466, 2000.
- LABOURIAU, L. G. Problemas de fisiologia ecológica dos cerrados. In: FERRI, M. G. (Coord.). **I Simpósio sobre o Cerrado**. São Paulo: Editora Edgard Blucher e Edusp, 1963. p. 237-276.
- LANDIM, M. F.; HAY, J. D. Impacto do fogo sobre alguns aspectos da biologia reprodutiva de *Kielmeyera coriacea* Mart. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 56, p. 127-134, 1996.
- LIBANO, A. M.; FELFILI, J. M. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de cerrado *sensu stricto* do Brasil central em período de 18 anos (1985-2003). **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, p. 927-936, 2006.
- MAIA, J. M. F. **Balço de energia e fluxo de carbono em área de Cerrado que sofreu queima acidental**. 2003. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2003.
- MATOS, M. R. **Efeito do fogo sobre os regenerantes de *Blepharocalyx salicifolius* H.B.K. (Myrtaceae) em Cerrado aberto, Brasília, DF**. 1994. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1994.
- MEDEIROS, M. B. **Efeitos do fogo nos padrões de rebrotamento em plantas lenhosas, em campo sujo, após queimadas prescritas**. 2002. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2002.
- MEDEIROS, M. B.; MIRANDA, H. S. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetidas a três queimadas prescritas anuais. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, p. 493-500, 2005.
- MEDEIROS, M. B.; MIRANDA, H. S. Post-fire resprouting and mortality in Cerrado woody plant specie. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 65, p. 1-16, 2008.
- MIRANDA, A. C.; MIRANDA, H. S.; LLOYD, J.; GRACE, J.; FRANCEY, J. A.; MCINTYRE, J. A.; MEIR, P.; RIGGAN, P.; LOCKWOOD, R.; BRASS, J. Carbon dioxide fluxes over a cerrado *sensu stricto* in Central Brazil. In: GASH, J. H.; NOBRE, C. A.; ROBERTS, J. M.; VICTORIA, R. L. (Ed.). **Amazonian Deforestation and Climate**. New York: John Wiley & Sons, 1996. p. 353-363.
- MIRANDA, I. S. Fenologia do estrato arbóreo de comunidade de Cerrado em Alter-do-Chão, PA. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 18, p. 235-240, 1995.
- MIYANISHI, K.; KELLMAN, M. The role of fire in the recruitment of two neotropical savanna shrubs, *Miconia albicans* and *Clidemia sericea*. **Biotropica**, v. 18, p. 224-230, 1986.

- MOREIRA, A. G. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography**, v. 27, p. 1021-1029, 2000.
- NARDOTO, G. B.; SOUZA, M. P.; FRANCO, A. C. Estabelecimento e padrões sazonais de produtividade de *Kielmeyera coriacea* (Spr.) Mart. nos cerrados do Planalto central: efeitos do estresse hídrico e sombreamento. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 21, p. 313-319, 1998.
- NASCIMENTO-NETO, W.; ANDRADE, S. M. A.; MIRANDA, H. S. The dynamics of herbaceous layer following prescribed burning: a four year study in the Brazilian savanna. In: VIEGAS, D. X. (Ed.). **International Conference on Forest Fire Research**, 3., 1998. Coimbra: Adai, 1998. p. 1785-1792.
- OLIVEIRA, P. E.; GIBBS, P. E. Reproductive biology of woody plants in a cerrado community of Central Brazil. **Flora**, v. 195, p. 311-329, 2000.
- OLIVEIRA, P. E.; SILVA, J. C. S. Reproductive biology of two species of *Kielmeyera* (Guttiferae) in the cerrados of Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, p. 67-79, 1993.
- RACHID-EDWARDS, M. Alguns dispositivos para proteção de plantas contra a seca e o fogo. **Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo, Botânica**, v. 13, p. 36-72, 1956.
- RAMOS, A. E. **O efeito de queima sobre a vegetação lenhosa do Cerrado**. 1990. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1990.
- RAMOS, A. E. **Efeito do fogo bienal e quadrienal na estrutura populacional de quatro espécies vegetais do cerrado sensu stricto**. 2004. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2004.
- RIZZINI, C. T. Experimental studies on seedling development of Cerrado woody plants. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 52, p. 410-426, 1965.
- ROCHA-SILVA, E. P. **Efeito do regime de queima na taxa de mortalidade e estrutura da vegetação lenhosa de campo sujo de Cerrado**. 1999. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1999.
- ROSSI, C. V.; SILVA-JUNIOR, M. C.; SANTOS, C. E. N. Fitossociologia do estrato arbóreo do cerrado (*sensu stricto*) no Parque Ecológico Norte, Brasília-DF. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, v. 2, p. 49-56, 1998.
- SAINT-HILAIRE, A. **Viagem pelas províncias do Rio de Janeiro e Minas Gerais**. São Paulo: Livraria Itatiaia; Ed. Belo Horizonte; Edusp, 1975.
- SANAIIOTTI, T. M.; MAGNUSSON, W. E. Effects of annual fires on the production of fleshy fruits eaten by birds in a Brazilian Amazonian savanna. **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, p. 53-65, 1995.
- SANTOS, A. J. B. **Comparação dos fluxos de energia, água e carbono entre áreas de campo sujo queimado e não-queimado**. 2004. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2004.
- SANTOS, A. J. B.; SILVA, G. T.; MIRANDA, H. S.; MIRANDA, A. C.; LLYOD, J. Effects of fire on surface carbon, energy and water vapour fluxes over *campo sujo* savanna in central Brazil. **Functional Ecology**, v. 17, p. 711-719, 2003.
- SATO, M. N. **Efeito em longo prazo de queimadas prescritas na estrutura da comunidade de lenhosas da vegetação do cerrado sensu stricto**. 2003. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2003.

SILVA, G. T. **Fluxos de CO₂ em campo sujo submetido à queimada prescrita**. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1999.

SINIMBU, G.; PORTO, A. C.; DAMASCENO, C. P.; SOUZA, F. D. R.; SILVA, S. R. Fitossociologia em cerrado sentido restrito na Floresta Nacional de Brasília-DF. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, p. 1183-1185, 2007.

SOUZA, M. H. A. O.; SOARES, J. J. Brotamento de espécies arbustivas e arbóreas, posteriormente à queimada num cerradão. **Anais do Seminário Regional em Ecologia**, v. 3, p. 263-275, 1983.

WARMING, E.; FERRI, M. G. **Lagoa Santa/A Vegetação de Cerrados Brasileiros**. São Paulo: Livraria Itatiaia; Ed. Belo Horizonte; Edusp, 1973.

7 - Efeito do fogo no estrato herbáceo-subarbustivo do Cerrado

Cássia B. Rodrigues Munhoz
Aryanne Gonçalves Amaral

Introdução

Os cerrados brasileiros são considerados savanas tropicais e caracterizados principalmente por um mosaico vegetacional que apresenta formações savânicas, campestres e florestais (Felfili et al., 2004). A distribuição, estrutura e funcionamento dos ecossistemas do Cerrado são condicionados pelo clima tropical, com verão chuvoso e inverno seco, associado a solos ácidos, arenosos, com alta concentração de alumínio e baixa fertilidade (Sarmiento, 1983). Além do clima e da disponibilidade de nutrientes, muitos autores concordam que o fogo e a herbivoria são importantes determinantes no balanço entre árvores e gramíneas (Scholes e Archer, 1997; Frost e Robertson, 1987; Medina, 1987). O fogo é, em princípio, um dos principais agentes de modificação da estrutura e da composição das comunidades vegetais em ecossistemas savânicos (Medeiros e Miranda, 2005).

Nas fisionomias do Cerrado brasileiro a ausência de distúrbios, principalmente o fogo, acarreta em aumento no número de espécies do componente lenhoso (Mistry, 1998). Essas espécies têm maior chance de estabelecimento e de desenvolvimento sobre o componente herbáceo em condições de proteção, o que pode resultar na sucessão de fisionomia aberta para uma mais densa, quando não há fatores limitantes (Moreira, 2000; Coutinho, 1990; Frost e Robertson, 1987; Coutinho et al., 1982).

Em savana de *Trachypogon*, na Venezuela, protegida do fogo e do pastoreio por 25 anos, San José e Fariñas (1991) registraram não só aumento de 20 vezes na densidade de troncos, mas mudança na composição florística do estrato herbáceo, e após a proteção contra incêndio a fisionomia mudou gradualmente de área aberta para Cerrado Fechado, sendo que as poucas espécies de gramíneas restantes eram as grandes e altas, com hábito entouceirado.

A queima periódica do Cerrado pelo homem na estação seca, para promover a rebrota da vegetação para obter forragem fresca e palatável para o gado (Coutinho, 1990), ocorre desde o século XVIII (Salgado-Labouriau, 2005). Mas a ocorrência do fogo no Cerrado é comprovada para períodos anteriores à presença do homem, havendo registros de incêndios entre 32.000 e 3.500 anos atrás (Salgado-Labouriau e Ferraz-Vicentini, 1994).

A retirada da biomassa seca pelo fogo em pastagens nativas permite maior penetração da luz, que estimula a produtividade da camada herbácea (Hoffmann, 1996), que cresce vigorosamente (Eiten, 1972). O fogo estimula a rápida formação de brotos verdes, independentemente das chuvas, em razão do seu efeito de poda sobre essas plantas, que utilizam reservas armazenadas

no sistema radicular (Coutinho, 1976). A eliminação da macega acumulada na estação seca, em áreas submetidas à queima, pode elevar a produção de forragem pela maior incidência de luz nas gemas basais (Valentine, 1990). No entanto, apesar das pastagens naturais dos cerrados, quando queimadas, apresentarem recuperação muito rápida nos primeiros dias de chuva subsequente, as áreas não queimadas apresentam maior suporte de pastejo do que as queimadas em um período de 3 a 5 meses (Pereira e Peres, 1985).

O efeito do fogo sobre o estrato rasteiro do Cerrado vem sendo avaliado quanto a sua interferência na produtividade desse componente, na estruturação das comunidades vegetais, na ecologia de algumas populações de espécies herbáceas, principalmente gramíneas, e na fenologia das espécies.

Efeito do fogo na biomassa da camada herbácea do Cerrado

A maioria dos incêndios no Cerrado queima a camada herbácea da vegetação e a intensidade do fogo é diretamente relacionada à quantidade de biomassa graminoide acumulada (Miranda et al., 1993). Kauffman et al. (1994) encontraram, ao longo de um gradiente de vegetação, uma biomassa, acima do solo, suscetível à combustão, de 0,72 Mg ha⁻¹ em Campo Limpo até 1,0 Mg ha⁻¹ no Cerrado *sensu stricto*, sendo que as ervas gramínoide representaram 91-94% do total de biomassa no Campo Limpo e no Campo Sujo, e 27% no Cerrado Ralo e no Cerrado *sensu stricto*. Os incêndios consumiram 97% da biomassa acima do solo, nos campos, mas 72 e 84% da carga de combustível no Cerrado Ralo e no Cerrado *sensu stricto*, respectivamente.

A cobertura do solo reduz-se consideravelmente com a queima, que leva de 4 a 6 meses para restabelecer o percentual da área sem queima (Cardoso et al., 2000a). Em uma área de campo savânico no Pantanal, a queima reduziu significativamente a biomassa aérea total acumulada em 1 ano. No período subsequente à primeira queima, a biomassa obtida na área com queima foi aproximadamente 36% menor do que na área sem queima e cerca de 50% menor no período subsequente à segunda queima (Cardoso et al., 2000b). Resultados similares foram relatados em outros trabalhos realizados em áreas de Cerrado *sensu stricto* e Campo Sujo, no Distrito Federal (Batmanian, 1983; César, 1980).

Queimadas bienais e quadrienais não resultaram na perda da capacidade de recuperação da biomassa da vegetação do estrato rasteiro em Campo Sujo, recuperando sua biomassa até o final da estação chuvosa seguinte (Onigemo et al., 2003). Entretanto, as parcelas submetidas à queimada quadrienal mantiveram maior biomassa ao final de 4 anos da queima do que as submetidas a queimadas bienais, após 2 anos. Para Andrade (1998) e Neto et al. (1998), cerca de 70% da biomassa do estrato rasteiro de Campo Sujo é recuperada cerca de 1 ano após as queimadas realizadas em diferentes épocas da estação seca. Batmanian e Haridasan (1985) estimaram em 18 meses o período necessário para a recuperação total da biomassa do estrato rasteiro de Cerrado *sensu stricto*.

Efeito do fogo na fenologia das espécies

Uma das principais características das savanas é a marcante sazonalidade das chuvas. Como os ritmos fenológicos da vegetação de savana estão fortemente relacionados a essa sazonalidade (Oliveira, 2008; Sarmiento, 1984), variações na época da queima podem trazer consequências para a floração (Coutinho, 1976). Informações sobre a fenologia em relação à época de queima são importantes para o manejo dos ecossistemas (Sarmiento e Monasterio, 1983), pois queimadas fora de época podem encontrar a vegetação mais vulnerável a tal distúrbio. Desse modo, espécies que têm seu período reprodutivo interrompido por queimada podem perder os recursos investidos na produção de flores e, conseqüentemente, permanecer sem produzir propágulos por um período de tempo maior.

Pesquisas demonstram que grande número de espécies herbáceas depende qualitativa e quantitativamente do fogo para florescer (Oliveira et al., 1996; Coutinho et al., 1982; César, 1980). Oliveira et al. (1996), estudando a influência do fogo sobre a floração, constataram que algumas espécies de orquídeas terrestres do Cerrado somente são encontradas após a ocorrência de fogo, e que, algumas, apresentam maior profusão de flores em áreas queimadas do que em áreas não queimadas.

Espécies pertencentes à família Eriocaulaceae aumentaram o número de flores quando atingidas pelo fogo (Figueira et al., 2009; Figueiredo, 2007; Bedê, 2006; Sano, 1996), assim como gramíneas em campos savânicos (Vilà et al., 2001; Canales et al., 1994; Silva et al., 1990).

O comportamento reprodutivo de algumas gramíneas muda após o fogo, pois algumas espécies são altamente dependentes do fogo e muito poucas florescem quando a savana não é queimada (Canales et al., 1994; Sarmiento, 1992). Nas savanas venezuelanas foram verificadas alterações na composição das espécies, na ausência de fogo, associadas com estratégias reprodutivas das espécies. Assim, *Trachypogon plumosus*, que possui reprodução vegetativa, foi substituído por *Axonopus canescens*, que possui reprodução sexuada (San José e Fariñas, 1991). Para a última, a ausência de distúrbio pode aumentar a probabilidade de sobrevivência das sementes e o aumento do número de indivíduos (San José e Fariñas, 1991).

Em áreas de Campo Úmido, algumas gramíneas, como *Axonopus brasiliensis*, *Ctenium cirrhosum*, *Andropogon canescens*, *Axonopus comans* e *Paspalum maculosum*, apresentaram maior produção de flores após a passagem do fogo, enquanto *Lagenocarpus rigidus*, uma espécie de Cyperaceae de grande porte, com mais de 1,60 m, somente floresceu depois de 1 ano de crescimento vegetativo e 14 meses após o fogo (Munhoz, 2003). As pesquisas mostram que o efeito da presença do fogo ou a sua exclusão no crescimento e na sobrevivência das savanas graminoides diferem entre os tratamentos, dependendo da arquitetura, dos tipos fenológicos e do tamanho das espécies (Canales e Silva, 1987).

Estudos em áreas de Campo Sujo e de Cerrado *sensu stricto* sujeitas a queimadas periódicas demonstram que o fogo atua sobre a biologia de espécies, estimulando a produção de flores e de frutos (Oliveira et al., 1996; César, 1980). Parron e Hay (1997) observaram que a produção de sementes da gramínea *Echinolaena inflexa* em área queimada era a metade em relação à área protegida. No entanto, Miranda e Klink (1996) observaram aumento no investimento na reprodução sexuada para essa espécie na área queimada. Nesse sentido, resultados similares foram encontrados para a gramínea *Trachypogon folifolius*, que também apresentou aumento na produção de sementes (Parron e Hay, 1997).

Em um Campo Sujo no Distrito Federal foi observada tendência mais quantitativa do que qualitativa da influência do fogo na floração e na frutificação na comunidade amostrada (Munhoz e Felfili, 2007). O incêndio promoveu a floração de maior número de indivíduos. Porém, não foi observada diminuição na quantidade de espécies florescendo para o mesmo período de um ano para o outro, pois enquanto algumas espécies floresceram somente após o evento do fogo, outras o fizeram no período que não registrou queimadas. Silva e Ataroff (1985), estudando gramíneas nas savanas venezuelanas, observaram diferenças significativas no investimento reprodutivo em 2 anos estudados, com e sem fogo.

Efeito do fogo sobre as comunidades herbáceo-subarbustivas de Cerrado

As plantas diferem muito em sua tolerância ao fogo e em sua capacidade de recuperação. O fogo pode alterar a dinâmica das comunidades de plantas, afetando a frequência de espécies raras e alterando ou não a dominância de espécies comuns (Amaral, 2008; Miranda, 2002; Bilbao et al., 1996).

Em savana gramíneo-lenhosa no Pantanal, estudada por Cardoso et al. (2000b), não foram observadas mudanças no número de espécies entre as áreas sem e com fogo, mas nestas houve aumento no número de espécies de Cyperaceae e de dicotiledôneas, e redução na frequência das gramíneas predominantes, conseqüentemente, elevando o número de espécies na área queimada e alterando a sua estrutura. Em comunidades herbáceas no Mediterrâneo, o número de espécie aumentou depois de um incêndio, porém, não significativamente, e houve alternância na dominância de espécies devido ao fogo na comunidade estudada (Luis et al., 2006).

Os efeitos do empobrecimento da vegetação do estrato rasteiro, em termos do número de espécies, foram observados em áreas de Cerrado onde não há fogo por muito tempo (Eiten e Sambuichi, 1996; Eiten, 1992; Coutinho, 1976). Segundo César (1980), áreas de Campo Sujo sujeitas a queimadas periódicas são mais ricas em espécies do que áreas onde o fogo é suprimido por longos períodos de tempo, efeito atribuído à eliminação da densa cobertura graminosa, que provoca o sombreamento do solo, aumentando a competição das plantas e evitando a floração de espécies heliófilas (Coutinho, 1976).

Após período de 7 anos de proteção contra o fogo, 85 espécies não foram encontradas em um Campo Sujo no Distrito Federal, enquanto 126 novas espécies se estabeleceram de um monitoramento para o outro (Amaral, 2008; Munhoz e Felfili, 2004). No Campo Limpo Úmido adjacente, com igual regime de fogo, também foi observada mudança na composição de espécies. Mudança evidenciada pela baixa similaridade e também pela variação no número de espécies entre os levantamentos, pois a riqueza da área aumentou 5,7%, após um período de 7 anos de exclusão de fogo, sendo que 94 espécies deixaram de ocorrer no Campo Limpo Úmido, enquanto 121 novas espécies se estabeleceram de um monitoramento para o outro (Amaral, 2008; Munhoz e Felfili, 2007). Em ambas as áreas, foi registrado aumento no estabelecimento e no crescimento da camada subarbustiva e arbustiva, e o declínio no número de espécies com hábito herbáceo. Embora tenha existido variações na composição florísticas nessas áreas, não houve diferenças significativas nas diversidades entre os períodos de amostragem após o fogo e os 7 anos sem o seu registro.

Aumento gradual na densidade de árvores tem sido registrado após anos de proteção da vegetação. Moreira (2000) estudou o efeito da ausência do fogo em cinco fisionomias do Cerrado (Cerradão, Cerrado Denso, Cerrado *sensu stricto*, Cerrado Ralo e Campo Sujo). Todas essas formações tiveram aumento significativo no número de espécies lenhosas, sendo que as fisionomias abertas apresentaram valores mais altos, indicando que a falta de distúrbios permite o estabelecimento ou a regeneração do componente lenhoso. Gardner (2006), desenvolvendo modelos para avaliar a interação entre árvores e gramíneas no Cerrado brasileiro, demonstrou que os períodos de exclusão do fogo acarretam no aumento do crescimento e na reprodução dentro da população do componente lenhoso, o que acaba inibindo o crescimento do estrato herbáceo.

A formação de cobertura pelo crescimento dos arbustos em savanas previamente dominadas por ervas tem efeito dramático na redução da sua abundância (Duncan e Duncan, 2000; Belsky, 1994). A presença de arbustos e de arvoretas na paisagem pode alterar a fenologia, a composição, a distribuição espacial, a alocação de biomassa e a produtividade do componente herbáceo (Scholes e Archer, 1997). O estabelecimento, o aumento da cobertura e a densidade dos arbustos causam alterações no solo e o sombreamento das ervas, resultando no declínio da produtividade (Scholes e Archer, 1997).

Avaliando o banco de sementes de áreas de cerrado queimadas e não queimadas, Ikeda et al. (2008) observaram redução no número de espécies, de famílias e dos índices de diversidade, com a queimada. Na comparação entre as áreas queimadas e não queimadas, os autores observaram gramíneas e ciperáceas apenas no banco de sementes das áreas sem queima. No estudo, a porcentagem de espécies nativas decresceu e a de espécies invasoras aumentou no banco de semente da área de cerrado queimada.

Espécies invasoras, como *Melinis minutiflora*, competem com sucesso com a flora nativa (Filgueiras, 1990). Ela invade áreas nativas de diversas fitofisionomias do Cerrado, como Campo Limpo, Campo Sujo e Cerrado *sensu stricto*, onde substituiu a comunidade herbácea nativa e formando grandes manchas (Martins et al., 2004; Pivello, et al., 1999). Na Reserva Biológica do Cerrado de Emas (SP), Pivello et al. (1999) encontraram *M. minutiflora* distribuída por toda a reserva, sendo esta gramínea a mais frequente entre todas as invasoras em reservas naturais nos estados de São Paulo e de Goiás. Essa espécie apresenta baixa tolerância a queimadas frequentes (Williams e Baruch, 2000). A riqueza de espécies nativas em área de Cerrado invadida por essa espécie mudou de três espécies, registradas na área protegida por fogo, por 15 anos, para 30 espécies após 3 anos de queimadas prescritas (Palermo et al., 2007). Martins et al. (2004) verificaram que houve aumento da área de cobertura de *M. minutiflora* em 3 anos depois da ocorrência de queimada, em cascalheira localizada no Parque Nacional de Brasília (DF).

Algumas espécies de gramíneas africanas introduzidas nas américas respondem mais positivamente ao fogo do que as nativas. A africana *Hyparrhenia rufa* apresentou maior rebrota e aumento da atividade fotossintética do que a nativa *Trachypogon plumosus* em áreas experimentais de savanas, submetidas ao fogo, na Venezuela (Baruch e Bilbao, 1999). No entanto, em comparação com *T. plumosus*, *H. rufa* apresentou maior mortalidade e atingiu seu pico de biomassa apenas no final do período chuvoso. Os indivíduos sobreviventes dessa gramínea eram menores. Os danos à *H. rufa* foram compensados em virtude do seu elevado potencial de germinação e do crescimento rápido das plântulas, elevando o recrutamento de novos indivíduos, favorecendo a sua colonização nessas savanas. A biomassa produzida por *Hyparrhenia* causa incêndios mais intensos durante a estação seca (Baruch e Bilbao, 1999) e estes incêndios, apesar de causar danos a essa espécie, favorecem futuras colonizações, constituindo um ciclo de incêndio/invasão (Bilbao, 1995; D'Antonio e Vitousek, 1992). A perda da biodiversidade é a consequência mais séria da presença dessas espécies, pois elas competem com a vegetação nativa, impedindo seu crescimento e estabelecimento (Filgueiras, 2002, 1990). Sendo assim, Filgueiras (2002) sugeriu que plantas nessa categoria deveriam ser utilizadas como parâmetro de avaliação dos níveis de intervenção humana nos ecossistemas do Cerrado. Espécies invasoras, além de serem ameaça à biodiversidade de áreas nativas, substituindo espécies locais, também podem mudar as condições microclimáticas e os regimes de fogo (Pivello et al., 1999; D'Antonio e Vitousek, 1992).

Considerações finais

Considerando os efeitos do fogo no estrato herbáceo-subarbustivo do Cerrado, percebe-se que a intensidade do fogo está diretamente relacionada à quantidade de biomassa acumulada na camada rasteira. Tal fator também é determinante para os ritmos fenológicos desse tipo de vegetação, além de alterar a dinâmica das comunidades de plantas, afetando a frequência de espécies raras e alterando ou não a dominância de espécies comuns.

Estudos sobre o efeito do fogo sobre a estrutura, a dinâmica das áreas e a fenologia do componente herbáceo-subarbustivo do Cerrado são essenciais para o delineamento de estratégias para a conservação, assim como para o uso sustentável. Grande parte da elevada diversidade biológica encontrada no Cerrado vem sendo constantemente ameaçada pelo avanço das práticas agropecuárias, extrativismo desordenado, expansão urbana e incêndios provocados pela ação antrópica, fatores que decorrem na fragmentação das paisagens e na degradação de áreas. Machado et al. (2004) estimaram que 55% da área natural de Cerrado já foi desmatada até o ano de 2002, para a implantação dessas atividades. Os remanescentes da vegetação natural do bioma estão em unidades de conservação, terras indígenas ou áreas onde não há interesse para a agricultura, sendo que esses fragmentos estão ilhados pela expansão, principalmente de monoculturas e do pastoreio.

Ressaltando novamente as constantes ameaças que acarretam na perda da elevada diversidade das comunidades de fauna e de flora do Cerrado, alerta-se para a necessidade de pesquisas voltadas para a distribuição da biodiversidade nas comunidades desse bioma, sendo as informações necessárias para a avaliação dos distúrbios causados pela ação do homem, incluindo os incêndios provocados (Felfili e Felfili, 2001). Como resultado de poucos investimentos públicos no levantamento da biodiversidade do Cerrado, ao longo do tempo, diversos grupos taxonômicos permanecem desconhecidos (Machado et al., 2008). O monitoramento contínuo, por meio de inventários e de levantamentos quantitativos gerados pelo estabelecimento de parcelas permanentes, é ferramenta de grande valor para a avaliação continuada da biodiversidade do bioma e para a conservação. Trabalhos relacionados ao acompanhamento de parcelas permanentes são cada vez mais necessários para o melhor entendimento da dinâmica das comunidades não apenas herbáceo-subarbustivas, mas também do componente lenhoso do Cerrado. Os monitoramentos temporais da biodiversidade que avaliam o comportamento da comunidade, levando em consideração os dados demográficos, a composição de espécies, o *turnover* e a biologia das espécies, fornecem informações sobre o funcionamento da comunidade em longo prazo e respostas aos distúrbios ocasionais, tais como o fogo (Libano e Felfili, 2006). Assim, esses estudos são de grande valor para a avaliação efetiva do tamanho das áreas de conservação e para a capacidade de manutenção da comunidade, norteados a tomada de decisão quanto à conservação e ao manejo de áreas naturais (Libano e Felfili, 2006; Curtis e Marshall, 2005), o que auxilia no estabelecimento estratégico de unidades de conservação, que podem ser criadas a partir de dados gerados por essas ferramentas de pesquisa e por levantamentos, sendo de fundamental importância a criação desses espaços para a manutenção das áreas nativas ainda existentes na região de domínio do bioma Cerrado.

Referências bibliográficas

- AMARAL, A. G. **Mudanças estruturais e florísticas do estrato herbáceo-arbustivo em campo sujo e campo limpo úmido na Fazenda Água Limpa-DF após sete anos**. 2008. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Botânica. Universidade de Brasília, Brasília, 2008.
- ANDRADE, S. M. A. **Dinâmica do combustível fino e produção primária do estrato rasteiro de áreas de campo sujo de Cerrado submetidas a diferentes regimes de queima**. 1998. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília, 1998.
- BARUCH, Z.; BILBAO, B. Effects of fire and defoliation on life history of native and invader C4 grasses from a neotropical savanna. **Oecologia**, v. 119, p. 510-520, 1999.
- BATMANIAN, G. J. **Efeitos do fogo sobre a produção primária e a acumulação de nutrientes do estrato rasteiro de Cerrado**. 1983. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília, 1983.
- BATMANIAN, G. J.; HARIDASAN, M. Primary production and accumulation of nutrients by the ground layer community of cerrado vegetation of central Brazil. **Plant and Soil**, v. 88, p. 437-440, 1985.
- BEDÊ, L. C. **Alternativas para o uso sustentável de sempre-vivas: efeitos do manejo extrativista sobre *Syngonanthus elegantulus* Ruhland (Eriocaulaceae)**. 2006. Tese (Doutorado) – Instituto de Geociências. Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, 2006.
- BELSKY, A. J. Influences of trees on savanna productivity: tests of shade, nutrients and tree-grass competition. **Ecology**, v. 75, p. 922-932, 1994.
- BILBAO, B. **Impacto del régimen de quemas en las características edáficas, producción de materia orgánica y biodiversidad de sabanas tropicales en Calabozo, Venezuela**. Tese (Doutorado) – Universidade de Caracas, Venezuela, 1995.

- BILBAO, B.; BRAITHWAITE, R.; DALL'AGLIO, C.; DIAS, B.; MOREIRA, A.; OLIVEIRA, P.; RIBEIRO, J.; STOTT, P. Biodiversity, fire and herbivory in tropical savannas. In: SOLBRIG, O. T., MEDINA, E.; SILVA, J. (Org.). **Biodiversity and Savanna Ecosystem Processes**. Berlin: Springer Verlag, 1996. p. 197-203.
- CANALES, J.; SILVA, J. F. Efecto de uma queima sobre el crecimiento y demografia de vastagos em *Sporobolus cubensis*. **Acta Oecologica**, v. 8, p. 391-401, 1987.
- CANALES, J.; TREVISAN, M. C.; SILVA, J. F.; Caswell, H. A demographic study of an annual grass (*Andropogon brevifolius* Schwrz) in burnt and unburnt savanna. **Acta Oecologica**, v. 15, p. 261-273, 1994.
- CARDOSO, E. L.; CRISPIM, S. M. A.; RODRIGUES, C. A. G.; BARONI JUNIOR, W. Biomassa aérea e produção primária do estrato herbáceo em campo de *Elyonurus muticus* submetido à queima anual, no Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, p. 1501-1507, 2000a.
- CARDOSO, E. L.; CRISPIM, S. M. A.; RODRIGUES, C. A. G.; BARONI JUNIOR, W. Composição e dinâmica da biomassa aérea após a queima em savana gramíneo-lenhosa no Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, p. 2309-2316, 2000b.
- CÉSAR, H. L. **Efeitos da queima e corte sobre a vegetação de campo sujo na Fazenda Água Limpa, Brasília-DF**. 1980. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília, 1980.
- COUTINHO, L. M. **Contribuição ao conhecimento do papel ecológico das queimadas na floração de espécies do Cerrado**. 1976. Tese (Livre Docência) – Departamento de Botânica. Universidade de São Paulo, São Paulo, 1976.
- COUTINHO, L. M. Fire in the Ecology of the Brazilian Cerrado. In: GOLDAMMER, J. G. (Ed.). **Fire in the Tropical Biota - Ecosystem Processes and Global Challenges**. Berlin: Springer Verlag, 1990. p. 82-105. (Ecological Studies v. 8A)
- COUTINHO, L. M.; DE VUONO, Y. S.; LOUSA, J. S. Aspectos ecológicos do fogo no Cerrado. IV. A época da queimada e a produtividade primária líquida epigeia do estrato herbáceo-subarbustivo. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 5, p. 37-41, 1982.
- CURTIS, R. O.; MARSHALL, D. D. **Permanent-plot procedures for silvicultural and yield research**. Portland: Department of Agriculture, 2005.
- D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 23, p. 63-87, 1992.
- DUNCAN, R. S.; DUNCAN, V. E. Forest succession and distance from forest edge in an afro-tropical grassland. **Biotropica**, v. 32, p. 33-41, 2000.
- EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **Botanical Review**, v. 38, p. 201-341, 1972.
- EITEN, G. Natural brazilian vegetation types and their causes. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 64, p. 35-65, 1992.
- EITEN, G.; SAMBUICHI, R. H. Effect of long-term periodic fire on plant diversity in a cerrado region. In: PEREIRA, R. C.; NASSER, L. C. B. (Ed.). SIMPÓSIO SOBRE O CERRADO, 8., 1996. **Anais...** Planaltina, DF: Embrapa/CPAC, 1996. p. 46-55.
- FELFILI, J. M.; MENDONÇA, R. C.; MUNHOZ, C. B. R.; FAGG, C. W.; PINTO, J. R. R.; SILVA JÚNIOR, M. C.; SAMPAIO, J. C. Vegetação e Flora da APA Gama e Cabeça de Veado. In: FELFILI, J. M.; SANTOS, A. A. B.; SAMPAIO, J. C. (Org.). **Flora e Diretrizes ao Plano de Manejo da APA Gama e Cabeça de Veado**. Brasília: Departamento de Engenharia Florestal/UnB, 2004.

FELFILI, M. C.; FELFILI, J. M. Diversidade alfa e beta no cerrado *sensu stricto* da Chapada Pratinha, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 15, p. 243-254, 2001.

FIGUEIRA, J. E. C.; SANTOS, F. A. M.; RIBEIRO, K. T. Florações em massa induzidas pelo fogo na sempre-viva *Actinocephalus polyanthus* (Eriocaulaceae) em campos rupestres. In: FERNANDES, G. W. (Org.). **Serra do Cipó: ecologia e evolução**. Belo Horizonte: Seprac, 2009. p. 178-191.

FIGUEIREDO, I. B. **Efeito do fogo em populações de capim-dourado (*Syngonanthus nitens* Eriocaulaceae) no Jalapão, TO**. 2007. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

FILGUEIRAS, T. S. Africanas no Brasil: gramíneas introduzidas da África. **Cadernos de Geociências**, v. 5, p. 57-63, 1990.

FILGUEIRAS, T. S. Herbaceous plant communities. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, J. R. (Org.). **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. p. 121-139.

FROST, P. G.; ROBERTSON, F. Effects of fire in savannas. In: WALKER, B. H. (Org.). **Determinants of Tropical Savannas**. Oxford: IRL Press, 1987. p. 97-108.

GARDNER, T. A. Tree-grass coexistence in the Brazilian cerrado: demographic consequences of environmental instability. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 448-463, 2006.

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

IKEDA, F. S.; MITJA, D.; VILELA, L.; SILVA, J. C. S. Banco de sementes em cerrado *sensu stricto* sob queimada e sistemas de cultivo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, p. 667-673, 2008.

KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L.; WARD, D. E. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian Cerrado. **Journal of Ecology**, v. 82, p. 519-531, 1994.

LIBANO, A. M.; FELFILI, J. M. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de cerrado *sensu stricto* do Brasil central em período de 18 anos (1985-2003). **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, p. 927-936, 2006.

LUIS, M. DE; RAVENTÓS, J.; GONZÁLEZ-HIDALGO, J. C. Post-fire vegetation sucesión in Mediterranean gorse shrublands. **Acta Oecologica**, v. 30, p. 54-61, 2006.

MACHADO, R. B.; AGUIAR, L. M. S.; CASTRO, A. A. J. F.; NOGUEIRA, C. C.; RAMOS NETO, M. B. Caracterização da fauna e flora do Cerrado. In: SIMPÓSIO NACIONAL DO CERRADO, 9., e SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE SAVANAS TROPICAIS, 2., 2008. Brasília: Embrapa-CPAC, 2008. p. 35-51. Disponível em: <www.cpac.embrapa.br/publicacoes/simposio/9/4>

MACHADO, R. B.; RAMOS NETO, M. B.; PEREIRA, P. G. P.; CALDAS, E. F.; GONÇALVES, D. A.; SANTOS, N. S.; TABOR, K.; STEININGER, M. **Estimativas de Perda da Área do Cerrado Brasileiro**. Brasília, DF: Conservação Internacional, 2004.

MARTINS, C. R.; LEITE, L. L.; HARIDASAN, M. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. **Revista Árvore**, v. 28, p. 739-747, 2004.

MEDEIROS, M. B.; MIRANDA, H. S. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, p. 493-500, 2005.

MEDINA, E. Nutrients: requirements, conservation and cycles in the herbaceous layer. In: WALKER, B. W. (Org.). **Determinants of Tropical Savannas**. Oxford: IRL Press, 1987. p. 39-67.

- MIRANDA, A. C.; MIRANDA, H. S.; DIAS, I. F. O.; DIAS, B. F. S. Soil and air temperatures during prescribed Cerrado fires in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, p. 313-320, 1993.
- MIRANDA, M. I. **Efeitos de diferentes regimes de queima sobre a comunidade de gramíneas do Cerrado**. 2002. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília, 2002.
- MIRANDA, M. I.; KLINK, C. A. Colonização de campo sujo de Cerrado com diferentes regimes de queima pela gramínea *Echinolaena inflexa* (Poaceae). In: MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; DIAS, B. F. S. (Org.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília: ECL/UnB, 1996. p. 46-51.
- MISTRY, J. Fire in the cerrado (savannas) of Brazil: an ecological review. **Progress in Physical Geography**, v. 22, p. 425-448, 1998.
- MOREIRA, A. G. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography**, v. 27, p. 1021-1029, 2000.
- MUNHOZ, C. B. R. **Padrões de distribuição sazonal e espacial das espécies do estrato herbáceo-subarbusivo em comunidades de campo limpo úmido e de campo sujo**. 2003. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília, 2003.
- MUNHOZ, C. B. R.; FELFILI, J. M. Composição florística do estrato herbáceo-subarbusivo em área de campo sujo na Fazenda Água Limpa no Distrito Federal, Brasil. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, v. 13, p. 85-113, 2004.
- MUNHOZ, C. B. R.; FELFILI, J. M. Reproductive phenology of an herbaceous-subshrub layer of a savanna (campo sujo) in the Cerrado Biosphere Reserve I, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, p. 299-307, 2007.
- NETO, W. N.; ANDRADE, S. M. A.; MIRANDA, H. S. The dynamics of herbaceous layer following prescribed burning: a four year study in the Brazilian savanna. In: VIEGAS, D. X. (Ed.). INTERNATIONAL CONFERENCE ON FOREST FIRE RESEARCH, 3., 1998. Coimbra: Adai, 1998. p. 1785-1792.
- OLIVEIRA, P. E. Fenologia e biologia reprodutiva das espécies de Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Ed.). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília: Embrapa-CPAC, 2008. p. 273-290.
- OLIVEIRA, R. S.; BATISTA, J. A. N.; PROENÇA, C. E. B.; BIANCHETTI, L. Influência do fogo na floração de espécies de Orchidaceae em Cerrado. In: MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; DIAS, B. F. S. (Org.). **Impactos das queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília: ECL/UnB, 1996. p. 61-67.
- ONIGEMO, A. E.; MIRANDA, H. S.; HARIDASAN, M. Efeitos de queimadas bienais e quadrienais sucessivas sobre a biomassa do estrato rasteiro de campo sujo de Cerrado. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 6., 2003. **Resumos...** Fortaleza, 2003. p. 361-362.
- PALERMO, A. C.; MUSSO, C.; BORGES, G. B. O.; AIRES, F. S.; ANDRADE, S. M. A.; MARTINS, C. R.; SATO, M. N.; MIRANDA, H. S. Manejo com fogo em áreas invadidas com capim-gordura visando ao aumento da diversidade de gramíneas nativas. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, CAXAMBU, MINAS GERAIS, 7., 2007. **Anais...** Disponível em: <www.seb-ecologia.org.br/viiiceb/trabalhos.html>.
- PARRON, L. M.; HAY, J. D. Effect of fire on seed production of two native grasses in the Brazilian Cerrado. **Ecotropicos**, v. 10, p. 1-8, 1997.
- PEREIRA, J.; PERES, J. R. R. Manejo da matéria orgânica. In: GOEDERT, W. J. (Org.). **Solos dos Cerrados: tecnologias e estratégias de manejo**. São Paulo: Nobel, 1985.
- PIVELLO, V.; CARVALHO, V.; LOPES, P.; PECCININI, A.; ROSSO, S. Abundance and distribution of native and alien grasses in a Cerrado (Brazilian savanna) biological reserve. **Biotropica**, v. 31, p. 72-82, 1999.

SALGADO-LABOURIAU, M. L. Alguns aspectos sobre a paleoecologia dos Cerrados. In: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Org.). **Biodiversidade e ecologia no cerrado**. Brasília: Embrapa, 2005. p. 1-16.

SALGADO-LABOURIAU, M. L.; FERRAZ-VICENTINI, K. R. Fire in the Cerrado 32,000 Years ago. **Current Research in the Pleistocene**, v. 11, p. 85-87, 1994.

SAN JOSÉ, J. J.; FARIÑAS, M. R. Temporal changes in structure of a *Trachypogon* savanna protected for 25 years. **Acta Oecologica**, v. 12, p. 237-247, 1991.

SANO, P. T. Fenologia de *Paepalanthus hilairei* Koern., *P. polyanthus* (Bong.) Kunth e *P. robustus* Silveira: *Paepalanthus* sect. *Actinocephalus* Koern. - Eriocaulaceae. **Acta Botanica Brasilica**, v. 10, p. 317-328, 1996.

SARMIENTO, G. The savannas of Tropical America. In: BOURLIÉRE, F. (Org.). **Ecosystem of the World: Tropical Savannas**. Amsterdã: Elsevier, 1983. p. 245-288.

SARMIENTO, G. **The ecology of Neotropical Savannas**. Cambridge: Harvard University Press, 1984.

SARMIENTO, G. Adaptive strategies of perennial grasses in South American savannas. **Journal of Vegetation Science**, v. 3, p. 325-336, 1992.

SARMIENTO, G.; MONASTERIO, M. Life forms and phenology. In: BOURLIÉRE, F. (Org.). **Ecosystem of the World: Tropical Savannas**. Amsterdã: Elsevier, 1983. p. 245-288.

SCHOLES, R. J.; ARCHER, S. R. Tree-grass interactions in savannas. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, p. 517-544, 1997.

SILVA, J. F.; ATAROFF, M. Phenology, seed crop and germination of coexisting grass species from a tropical savanna in western Venezuela. **Acta Oecologica**, v. 6, p. 41-51, 1985.

SILVA, J. F.; RAVENTOS, J.; CASWELL, H. Fire and exclusion effects on the growth and survival of two savanna grasses. **Acta Oecologica**, v. 6, p. 783-800, 1990.

VALENTINE, J. F. **Grazing Management**. California: Academic, 1990.

VILÀ, M.; LLORET, F.; OGHERRI, E.; TERRADAS, J. Positive firegrass feedback in Mediterranean basin shrublands. **Forest Ecology Management**, v. 147, p. 3-14, 2001.

WILLIAMS, D. G.; BARUCH, Z. African grass invasion in the Americas: ecosystem consequences and the role of ecophysiology. **Biological Invasions**, v. 2, p. 123-140, 2000.

8 - O fator fogo no banco de sementes

*Luciana Aparecida Z. de Andrade
Heloisa S. Miranda*

Introdução

O uso indiscriminado do fogo na agropecuária, atualmente, tanto para transformar o Cerrado em campos de cultura quanto para o manejo de pastos naturais ou plantados (Coutinho, 1990; Eiten e Goodland, 1979) tem aumentado a frequência de fogo para a cada 1 a 4 anos (Coutinho, 1990) e alterado a estação das queimadas naturais (Ramos-Neto e Pivelo, 2000). Nesse sentido, muitos estudos sobre o impacto do fogo no bioma Cerrado, considerando tanto a frequência quanto a época de queima, vêm sendo realizados a fim de investigar sua influência no ecossistema e obter subsídios científicos para avaliar técnicas de manejo que possam ser apropriadas para o bioma. Com respeito à vegetação, vários aspectos dos efeitos do fogo têm sido extensivamente estudados (Miranda et al., 2009, 2006; Coutinho, 1990) e muitos deles foram, inclusive, abordados em outros capítulos deste livro. O fogo pode interferir na floração (Felfili et al., 1999; Oliveira et al., 1996), na produção de frutos e de sementes, na reprodução clonal (Hoffmann, 1998) e na arquitetura dos indivíduos (Silva e Klink, 2001). Pode-se concluir que o fogo afeta diferentemente todas as camadas de vegetação do Cerrado, as diversas fases das plantas, dependendo das características fenológicas das espécies, suas capacidades de recolonização, competição e proteção ao fogo (Ramos e Rosa, 1992).

Entre os vários aspectos da pesquisa com o fogo, a compreensão dos efeitos do fogo na reprodução é necessária para prever os efeitos, em longo prazo, dos regimes de queima recorrente em plantas do Cerrado e é identificada como área prioritária de pesquisa para o estabelecimento de orientações de manejo no Cerrado (Hoffmann, 1998; Pivelo e Norton, 1996). Vários trabalhos relatam os efeitos do fogo na reprodução vegetativa no Cerrado (Hoffmann 1998), modo prevacente de regeneração após o fogo em muitas comunidades de plantas (Whelan, 1995). No tocante à reprodução sexuada, o fogo pode interferir na viabilidade, dispersão e germinação de sementes, bem como na sobrevivência de plântulas, de indivíduos jovens e adultos (Hoffmann, 1998, 1996; Sato e Miranda, 1996; Miranda e Klink, 1996; Oliveira et al., 1996; Silva et al., 1996).

A regeneração de comunidades vegetais por meio de sementes depende da capacidade germinativa da semente e da plântula de se estabelecer. Reservas de sementes viáveis no solo têm sido relatadas em muitos habitats, constituindo o que se chama de banco de sementes do solo, que é a comunidade de sementes viáveis que, após dispersas, se incorporam ao solo ou na serapilheira e são capazes de gerar plantas adultas (Simpson et al., 1989; Fenner, 1985). São escassos os estudos sobre a densidade do banco de sementes de Cerrado (Ikeda et al.,

2008; Medina e Fernandes, 2007; Pereira-Diniz e Ranal, 2006; Andrade et al., 2002, Sasaki et al., 1999a) e apenas Ikeda et al. (2008) e Andrade et al. (2002) tratam do efeito do fogo no banco de sementes. Grande parte dos estudos sobre efeitos do fogo no banco de sementes foi realizada para vegetação Mediterrânea (Gonzalez e Ghermandi, 2008) havendo carência de informações, em nível de comunidades, para savanas. Da mesma forma, poucos estudos relatam o efeito do fogo na sobrevivência e no estabelecimento de plântulas no Cerrado (Hoffmann, 1998; Franco et al., 1996). Portanto, pouca informação é disponível sobre os efeitos dos eventos frequentes de fogo nas sementes já dispersas, constituintes do banco de sementes, e naquelas ainda presas à planta-mãe, e sobre a importância da reprodução sexuada na regeneração da vegetação após queimadas. Assim, a escassez de informações que esclareçam os efeitos do fogo na reprodução sexuada da vegetação do Cerrado motivou uma revisão sobre o assunto, apresentando resultados de estudos sobre os efeitos de queimadas na produção de sementes e na densidade, composição e dinâmica do banco de sementes de Cerrado.

Efeito do fogo na produção de sementes

O regime de queima, ou seja, a época e a frequência em que o fogo ocorre, deve ser levado em consideração na análise dos efeitos do fogo na composição da vegetação (Whelan, 1995). No Cerrado, as queimadas antrópicas ocorrem na estação seca quando grande parte das herbáceas, gramínoides ou não (Munhoz e Felfilli, 2005; Almeida, 1995) e várias lenhosas estão com frutos (Oliveira, 1998), o que pode ocasionar a perda de grande parte dessas estruturas reprodutivas, antes de serem dispersas. Frutos lenhosos como os de *Qualea* spp., *Dimorphandra mollis*, *Anemopaegna* spp. e *Kielmeyera coriacea* conferem às sementes proteção física contra as altas temperaturas atingidas durante a passagem do fogo. Padrões fenológicos de outras espécies, como a dispersão de sementes após a queimada, minimizam os efeitos do fogo nos propágulos (Oliveira, 1998). Dessa forma, dependendo das características e da fenologia das espécies, além da época em que a queima ocorre, a fonte de propágulos viáveis capazes de entrar no banco de sementes e de constituir novos indivíduos pode ser bastante diminuída.

O início da época de floração é o critério para a divisão das espécies de gramíneas do Cerrado em dois grupos fenológicos: as precoces e as tardias (Almeida, 1995). As precoces de ciclo curto florescem, frutificam e dispersam seus propágulos em período curto, no início da estação chuvosa, de novembro a janeiro. Seus propágulos não sofrem o efeito das queimadas antrópicas que, no Cerrado, ocorrem entre junho e setembro e têm condições de umidade para germinar prontamente, fato comprovado por Andrade (2002), que não observou diásporos dessas espécies no estudo do banco de sementes do solo e da serapilheira do cerrado ao longo de 1 ano. Já as gramíneas precoces de ciclo longo apresentam ciclo reprodutivo maior, florescendo geralmente entre novembro e dezembro e dispersando seus propágulos apenas na época seca, de maio a agosto (Martins e Leite, 1997; Almeida, 1995). Essas espécies podem, portanto, ter a produção de diásporos completamente comprometida pelo fogo, estando eles ainda presos na planta ou já na superfície do solo. Aquelas unidades de dispersão de gramíneas, que ainda não foram dispersas, serão incineradas visto que a taxa de consumo do estrato herbáceo pelo fogo é de 94% (Miranda et al., 2009). Quanto àquelas unidades de dispersão presentes na superfície do solo, Andrade et al. (2002) encontraram redução significativa na densidade de unidades de dispersão viáveis de monocotiledôneas após a passagem de duas queimadas consecutivas (regime bienal) em área de Cerrado *sensu stricto*, mostrando o efeito imediato da passagem do fogo no banco de sementes. A ausência nos diásporos de monocotiledôneas de estruturas que possam conferir

resistência a altas temperaturas durante a passagem da frente de fogo, como tegumentos duros ou estruturas envoltórias mais resistentes, também contribui para a perda dessas sementes.

As gramíneas precoces da savana venezuelana apresentam diásporos sem dormência e aqueles que sobrevivem ao fogo permanecem no banco de sementes do solo até o começo das chuvas subsequentes, quando germinam (Silva e Ataroff, 1985). Isso foi verificado para as gramíneas *Echinolaena inflexa* e *Axonopus barbigerus*, consideradas precoces de ciclo longo por Almeida (1995), e que foram as duas espécies de monocotiledôneas mais importantes do banco de sementes de áreas de Cerrado *sensu stricto* submetidas a diferentes regimes de queima (bienio, quadrienal e protegida do fogo) (Andrade et al., 2002; Andrade, 2002). A passagem do fogo bienio em agosto foi nociva para ambas as espécies, ocasionando redução significativa da densidade de propágulos viáveis dessas espécies no solo. Contudo, tal efeito não foi observado na área submetida à queima quadrienal, pois diásporos viáveis foram encontrados nas amostras coletadas antes e depois do evento de queima, e ao longo do ano subsequente, havendo declínio significativo na densidade de sementes apenas na época chuvosa, indicando germinação em campo (Andrade, 2002).

Indivíduos já estabelecidos de espécies precoces rebrotam e começam a crescer com as primeiras chuvas ou logo após o fogo, entrando imediatamente no estágio reprodutivo, fato que deve estar associado à alta proporção de recursos alocados nas raízes e nos órgãos de armazenamento subterrâneos, já que apresentam alta razão de biomassa do sistema subterrâneo/aéreo (Goldstein e Sarmiento, 1987). Isso demonstra grande capacidade de recuperação dessas espécies após o fogo, tanto de forma vegetativa quanto sexuada.

Segundo Martins e Leite (1997) e Almeida (1995), um número maior de espécies de gramíneas do Cerrado se caracterizam como tardias, ou seja, iniciam o período reprodutivo do meio para o final da estação chuvosa, de janeiro a abril, geralmente avançando a dispersão para a estação seca, época de valores médios mais altos de velocidade do vento, porém muito propícia a queimadas. Nas savanas venezuelanas, os diásporos dessas espécies que sobrevivem à queima permanecem dormentes no solo até a estação chuvosa seguinte, quando ocorre germinação em massa (Silva e Ataroff, 1985). Em relação às espécies tardias citadas por Almeida (1995), *Axonopus marginatus*, *Schizachyrium tenerum* e *Paspalum gardnerianum* foram encontradas no banco de sementes de Cerrado *sensu stricto* durante duas estações secas consecutivas (Andrade, 2002). A ausência de diásporos dessas espécies no banco durante a estação chuvosa indica o rápido recrutamento dos diásporos dispersos no final da estação chuvosa anterior. Indivíduos destas espécies, já estabelecidos e que sofrem o efeito do fogo, florescem logo na primeira estação chuvosa após a queima e dispersam seus propágulos no início da estação seca subsequente (César, 1980). Andrade (2002) mostrou que, de fato, *P. gardnerianum*, *S. tenerum* e *S. sanguineum* conseguem em um ano recuperar os valores de diásporos viáveis encontrados no banco de sementes antes do fogo. Portanto, espécies tardias não formam um banco de sementes permanente e sim transitório, sendo que o mesmo é repostado anualmente pela população, assim como ocorre nas savanas venezuelanas (Silva e Ataroff, 1985).

Com relação à fenologia das espécies lenhosas, Oliveira (1998) relata que as anemocóricas dispersam suas sementes na estação seca ou até o início das chuvas, época em que as queimadas tardias (setembro a outubro) podem ocasionar a perda de toda a produção de sementes, as já dispersas e aquelas ainda na planta-mãe. Contudo, embora a perda de frutos e sementes tenha sido reportada para espécies arbóreas e arbustivas (Ramos, 2004; Hoffmann, 1998; Landin e Hay, 1996), dependendo da altura em que se encontram, alguns frutos são capazes de proteger suas sementes, da mesma forma que a casca espessa oferece proteção efetiva ao câmbio durante o rápido aumento da temperatura do ar durante queimadas (Cirne e Miranda, 2008; Ramos, 2004; Coutinho, 1977).

Frutos de *Kielmeyera coriacea* foram eficientes na proteção das sementes durante queimadas (Cirne e Miranda, 2008). Os autores mostraram que, embora a temperatura externa a frutos de *K. coriacea* atinja valores muito altos (entre 390 °C e 730 °C, dependendo da posição do fruto na copa), a temperatura máxima atingida no interior dos frutos foi 62 °C, mantida por no máximo 100 s. Esse pulso de temperaturas mais altas não foi suficiente para afetar a viabilidade das sementes, que apresentaram taxa de germinação superior a 70%, mas ocasionou a abertura antecipada dos frutos, confirmando o relatado por Coutinho (1977) – que o fogo promove a abertura de frutos de algumas espécies do Cerrado ocasionando a liberação de sementes alguns dias após a passagem do fogo. As sementes de espécies anemocóricas que sobrevivem ao fogo germinam prontamente com o início das chuvas (Oliveira, 1998) e tem todo o período chuvoso para desenvolver o sistema radicular, o qual será importante para a sobrevivência ao período seco seguinte (Oliveira e Silva, 1993; Valio e Morais, 1966; Labouriau et al., 1964).

Para *Heteropterys pteropetala* – um arbusto comum no Cerrado e que apresenta dispersão anemocórica durante a estação seca – as queimadas precoces, no início da estação seca, têm limitado a reprodução sexuada (Schmidt et al., 2005). As queimadas em junho ocorrem quando a maior parte dos diásporos ainda está presa à planta-mãe (a uma altura média de 60 cm), sujeita a temperaturas letais (~ 500 °C) durante a passagem do fogo. Já as queimadas em agosto e setembro ocorrem quando a maior parte dos diásporos foi dispersa, e, segundo os autores, é possível que eles resistam ao fogo, caso estejam enterrados ou ao menos próximos ao solo, uma vez que os diásporos de *H. pteropetala* mostraram-se resistentes a temperaturas moderadas (60 °C a 100 °C). Esse padrão parece refletir na densidade e na estrutura populacional de *H. pteropetala*, uma vez que uma densidade maior de indivíduos foi encontrada na área de Cerrado *sensu stricto* submetida a queimadas bienais tardias (setembro), quando comparada às áreas submetidas a queimadas realizadas em junho e agosto, e mesmo à área protegida do fogo. Sugere-se, assim, que a época da queimada esteja afetando o recrutamento e/ou o estabelecimento dessa espécie, e que especialmente as queimadas prescritas em junho sejam prejudiciais por reduzirem seu potencial de reprodução sexuada.

A altura dos frutos na copa das árvores é determinante para verificar o dano do fogo nas estruturas reprodutivas. Ramos (2004) relata para populações de *Mimosa clausenii*, em área de Cerrado *sensu stricto*, que, de fato, a queima acarreta em danos estruturais e na perda de estruturas reprodutivas. A proporção de sementes viáveis coletadas imediatamente após a queimada, entre 1 e 2 m de altura, foi de 30%. Contudo, cerca de 50% das sementes coletadas, em alturas superiores a 2 m, germinaram.

As espécies zoocóricas, de maneira geral, dispersam suas sementes na época chuvosa, quando seus dispersores estão mais ativos, e apresentam dormência significativa, ajustando a germinação das sementes para a estação chuvosa subsequente (Oliveira, 1998). Tais sementes estariam no solo ou na serapilheira durante a época seca, que sucede a dispersão, e caso não estejam devidamente protegidas por uma camada de solo, que é responsável pela atenuação das altas temperaturas provocadas pelo fogo (Castro-Neves e Miranda, 1996; Miranda et al., 1993; Coutinho, 1978) ou não apresentem tegumento duro resistente ao fogo, poderão ser incineradas.

A recomposição da vegetação após o fogo deve se dar a partir do que estiver mais disponível e potencialmente capaz de iniciar a recolonização do local. Especialmente quando se trata de regimes de queima recorrentes, como o que comumente ocorre no Cerrado (1 a 4 anos), o sucesso regenerativo é dependente da habilidade de se reproduzir vegetativamente, da habilidade de produzir sementes rapidamente após o fogo e da habilidade das plântulas de sobreviverem às queimadas recorrentes (Hoffmann, 1998). Segundo o mesmo autor, no Cerrado, a estratégia

mais utilizada é a rebrota a partir de órgãos subterrâneos. Além da rápida rebrota, o fogo promove a floração de muitas espécies herbáceas e favorece a dispersão de suas sementes (Freitas, 1998; Barbosa, 1997; Oliveira et al., 1996; Coutinho, 1990, 1977, 1976; César, 1980), que poderão contribuir para o recrutamento de novos indivíduos durante a estação chuvosa seguinte. Outra estratégia de recolonização é o desenvolvimento de novos indivíduos a partir de sementes que tenham sobrevivido ao impacto das altas temperaturas causadas pela passagem do fogo, quer seja pelos mecanismos de proteção contra o fogo, existentes em algumas espécies (Landim e Hay, 1996; Coutinho, 1977), pela altura do fruto na planta (Cirne e Miranda, 2008; Ramos, 2004) ou pela profundidade no solo.

O tempo que leva para a planta produzir sementes após o fogo depende do dano sofrido, o que pode variar de acordo com a época em que a queima ocorre, com a espécie, com a idade da planta e o tipo de fruto. A produção de sementes após o fogo para arbustos e árvores do Cerrado foi estudada por Hoffmann (1998), Landim e Hay (1996) Miranda (1995) e Sanaïotti e Magnusson (1995). *Periandra mediterranea* e *Rourea induta* foram capazes de produzir sementes 1 ano após o fogo e, além disso, apresentaram plântulas com significativa tolerância a ele (Hoffmann, 1998). Segundo o mesmo autor, *Miconia albicans* necessita mais de 2 anos sem fogo para produzir sementes. Esse requerimento pode explicar a baixa presença de sementes de *Miconia* no banco de sementes de uma área de Cerrado, submetida a regime bienal de queima, e o alto número de sementes observado em uma área protegida do fogo (Andrade, 2002). A maior abundância do banco de sementes de *M. albicans* na área de Cerrado protegida também é consistente com a maior densidade dessa espécie em áreas protegidas do fogo em comparação com as áreas queimadas (Moreira, 2000; Hoffmann, 1998).

Com respeito ao estrato herbáceo-subarbusivo, a produção de flores, frutos e sementes é, para muitas espécies, muito mais rápida do que para espécies arbustivas e arbóreas, o que resulta na produção de grande número de unidades de dispersão após uma queimada (Barbosa, 1997; Coutinho, 1976). Enquanto o estrato arbóreo apresenta período de frutificação às vezes superior a 1 ano (Oliveira, 1991), o período de maturação dos frutos do estrato herbáceo é de 1 a 5 meses para a maioria dos indivíduos das espécies (Barbosa, 1997), garantindo a liberação das sementes na estação chuvosa seguinte à queimada. Isso garante às herbáceas papel importante na recomposição da vegetação após o fogo e pode explicar a alta representatividade dessas espécies, em relação às arbóreas, apresentada no banco de sementes de Cerrado *sensu stricto* nos meses após a queimada (Andrade, 2002).

As sementes que sobrevivem à queimada e aquelas que são dispersas depois encontram condições favoráveis à germinação durante a estação chuvosa que sucede a queimada. Dessa forma, ocorre redução significativa na densidade de sementes no solo por conta da germinação em campo, constituindo o que se chama de banco de sementes transitório-sazonal, que é composto por diásporos com dormência sazonal e longevidade intermediária (Garwood, 1989), e que foi relatado para algumas espécies de cerrado (Velten e Garcia, 2007; Andrade, 2002; Garcia-Núñez et al., 2001; Sasaki et al., 1999b). Para essas espécies, o banco de sementes tem que ser repostado anualmente pela população. Poucas espécies de cerrado formam banco de sementes permanente, mantendo sementes viáveis no solo por longos períodos, por exemplo: *Emmotum nitens* (Moreira, 1987), *Byrsonima crassifolia* (Garcia-Núñez et al., 2001), *Dimorphandra mollis* (Andrade, dados não publicados), *Psychotria vellosiana* (Araújo e Cardoso, 2006), *Psychotria hoffmanseggiana* e *Palicourea marcgravii* (Araújo e Cardoso, 2007). Andrade (2002), em estudo da dinâmica do banco de sementes, ao longo de 1 ano após uma queimada, em regime quadrienal, encontrou apenas uma espécie de monocotiledônea (*Echinolaena inflexa*), dentre as 21 encontradas, e uma de dicotiledônea (*Mico-*

nia albicans), dentre as 58 encontradas, formando banco de sementes persistente. Sementes de *Dimorphandra mollis* permaneceram viáveis por mais de 2 anos enterradas em solo de Cerrado, e apresentaram germinação em campo somente após a segunda estação chuvosa subsequente à queimada (Andrade, dados não publicados). A redução da densidade de sementes no banco de sementes do solo durante a estação chuvosa também foi verificada por Oliveira (2007) para três fitofisionomias do Cerrado: Mata de Galeria, Cerradão e Cerrado *sensu stricto*. Dessa forma, o recrutamento de novos indivíduos via banco de sementes parece ser viável e pode ser importante para a recuperação da área após a queimada: mesmo que a densidade de sementes no banco do solo seja baixa para a grande maioria das espécies (Andrade, 2002), o recrutamento desses novos indivíduos e a consequente inserção de variabilidade genética nas populações pode ser de grande valia para a manutenção delas em longo prazo.

Contudo, o que parece ser mais limitante durante o processo de recrutamento de novos indivíduos no Cerrado é o estabelecimento das plântulas, que, de modo geral, é baixo em decorrência de pressões diversas, como o fogo e a seca no inverno, característicos desse bioma (Hoffmann, 1996; Franco et al., 1996; Oliveira e Silva, 1993). Para superar esses fatores limitantes e garantir a sobrevivência de plântulas, mecanismos adaptativos como crescimento radicular rápido, de forma a atingir as camadas constantemente úmidas do solo, ou ainda o desenvolvimento de órgãos de reserva, vêm sendo observados em plântulas do Cerrado (Oliveira e Silva, 1993; Paviani e Haridasan, 1988; Labouriau et al., 1964). A germinação logo no início da estação chuvosa garante a eficácia desses mecanismos, promovendo a maximização do período disponível para o crescimento e o estabelecimento de plântulas de lenhosas do Cerrado (Garcia-Núñez et al., 2001; Valio e Morais, 1966; Labouriau et al., 1964). O sucesso no estabelecimento das plântulas dependerá principalmente da habilidade delas de sobreviverem às queimadas recorrentes. A frequência alta de fogo, comum no Cerrado, aumenta significativamente a mortalidade de plântulas de algumas espécies, muitas delas capazes até de resistir a evento isolado de fogo, mas incapazes de atingir o tamanho reprodutivo sob condições de queima frequente (Hoffmann, 1998). Nessas condições, torna-se inviável a contribuição desses indivíduos novos para o banco de sementes, aumentando a importância relativa da reprodução vegetativa (Hoffmann, 1998). Dessa forma, o intervalo de tempo entre queimadas pode ser importante para a reposição do banco de sementes e a manutenção da variabilidade genética na comunidade, à medida que permite que indivíduos jovens se recomponham do fogo, atinjam a maturidade e, juntamente com os indivíduos adultos, possam produzir sementes. Para o Cerrado, a reposição do banco de sementes pode ser possível uma vez que há produção de frutos de diferentes espécies durante todo o ano (Oliveira, 1998).

Efeito do fogo no banco de sementes do solo

O estudo do funcionamento do banco de sementes pode ser feito de duas maneiras: pela sua estrutura, ou seja, pelo conhecimento do número de sementes viáveis em um dado momento, ou pela sua dinâmica, que requer a compreensão dos fatores que determinam a entrada e a saída de sementes do banco ao longo do tempo (Fenner, 1985, 1995). As sementes produzidas chegam ao solo por diversas maneiras e, uma vez dispersas, vários fatores abióticos e bióticos, intrínsecos ou não, interagem na formação e na manutenção do banco de sementes no solo. As sementes podem ser predadas e morrer (Louda, 1989); ter morte fisiológica resultante do processo de senescência natural (Pickett e McDonnell, 1989); permanecer dormentes no solo por períodos variados, de acordo com a espécie e, por fim, germinar, o que envolve respostas fisiológicas.

lógicas às variações dos fatores abióticos, como luz, temperatura, água, oxigênio e estimulantes químicos (Simpson et al., 1989). Quando apresenta sementes que germinam em até 1 ano a partir da dispersão, o banco é classificado como transitório e é persistente quando as sementes permanecerem dormentes no solo por mais de 1 ano (Baskin e Baskin, 1998; Simpson et al., 1989). Garwood (1989) classifica os bancos de sementes tropicais em um número maior de categorias do que aquelas definidas para clima temperado (persistente e transitório).

O banco de sementes tem, portanto, relação direta com o padrão de recrutamento de novos indivíduos e, conseqüentemente, na regeneração, manutenção e dinâmica da comunidade florística, o que envolve a inserção e a manutenção da variabilidade genética das comunidades vegetais (Tarrega et al., 1992; Parker et al., 1989; Fenner, 1985). Além de ser responsável pela perpetuação das espécies vegetais nas comunidades, o banco de sementes representa o potencial regenerativo natural e de recuperação em áreas submetidas à degradação ou distúrbios (Garwood, 1989), o que ressalta a importância de se obter informações sobre o banco de sementes de uma vegetação e o impacto de fatores bióticos e abióticos.

Apesar do papel vital do banco de sementes na dinâmica da maioria das comunidades vegetais, apenas nas últimas décadas o funcionamento dessa reserva genética começou a ser investigado em diversos ecossistemas (Fenner, 1995). Especificamente para o Cerrado, apenas na década de 1960 a propagação sexuada de plantas em condições naturais despertou o interesse de pesquisadores. Até então, os processos agâmicos eram tidos como o principal meio de multiplicação das plantas desse bioma, colocando em dúvida o papel das sementes nesse processo. Entretanto, trabalhos pioneiros como Valio e Moraes (1966) e Labouriau et al. (1963, 1964), que encontraram plântulas de 50 espécies lenhosas de Cerrado, assim como outros mais recentes (Melo et al., 1998; Oliveira e Silva, 1993), mostraram que a reprodução via sementes de plantas do Cerrado em condições naturais é viável e frequente. Além disso, a existência de bancos de sementes para algumas espécies e para o bioma como um todo vem sendo demonstrada (Medina e Fernandes, 2007; Pereira-Diniz e Ranal, 2006; Andrade et al., 2002; Garcia-Núñez et al., 2001; Sasaki et al., 1999a; Moreira, 1987).

O fogo, como principal distúrbio no Cerrado, pode interferir na estrutura e na composição de espécies por meio dos efeitos causados na reprodução sexuada (Oliveira, 1998), atuar no banco de sementes do solo e afetar o padrão de recrutamento da comunidade após a queima (Andrade, 2002). São poucos os estudos que tratam do efeito do fogo no banco de sementes do Cerrado (Ikeda et al., 2008; Andrade, 2002), assim como são escassos os estudos de germinação de espécies de Cerrado que utilizam altas temperaturas similares às encontradas durante as queimadas (Zaidan e Carreira, 2008; Salomão et al., 2003; Souza-Silva et al., 2001; Felipe e Silva, 1984).

Aliada à escassez de informações sobre banco de sementes, há dificuldade de comparação entre os estudos existentes devido à realização em diferentes fitofisionomias e às diferentes metodologias utilizadas na coleta e no tratamento das amostras para a obtenção da densidade de sementes viáveis no banco de sementes. Em relação aos efeitos do fogo, trabalhos realizados em áreas queimadas acidentalmente, como o realizado por Ikeda et al. (2008), carecem de informações sobre o estado do banco de sementes no período que antecede o fogo, assim como o histórico de queima na área (período sem queima), fato que pode alterar a composição do banco de sementes e a proporção entre sementes de monocotiledôneas e de dicotiledôneas (Andrade, 2002), dificultando a comparação dos resultados. A faixa de densidade de sementes encontrada nos diferentes estudos avaliados está apresentada na Tabela 1.

Tabela 1. Estudos sobre banco de sementes realizados no Cerrado e seus respectivos resultados e aspectos metodológicos.

Fitofisionomia	Regime de queima	Sementes/m ²		Amostra (cm ³)	Profundidade (cm)	Autor
		M	D			
Cerrado <i>sensu stricto</i>	-	629 *		500	0 - 5	Sasaki et al. (1999a)
	2 anos sem queima	709*		1800	0 - 10	Oliveira (2007)
	bienal (1998)	98	6	1250	0 - 2	Andrade et al. (2002)
	bienal (2000)	94	27			Andrade et al. (2002)
	quadrienal	40	21			Andrade (2002)
	protegida	23	30			Andrade (2002)
	queima acidental	134 (total)		36,5	0 - 5	Ikeda et al. (2008)
	protegida	553 (total)				Ikeda et al. (2008)
Cerradão	2 anos sem queima	1469*		1800	0 - 10	Oliveira (2007)
Mata de Galeria	-	647*	743*	24,7**	0 - 35	Pereira-Diniz e Ranal (2006)
	2 anos sem queima	2366*		1800	0 -10	Oliveira (2007)
Cerrado (Campo Rupestre)	-	237#		1570	0 - 5	Medina e Fernandes (2007)

* Valor absoluto; ** 24,7 cm³ de solo e 4,05 m² de serapilheira; # densidade média; M=monocotiledônea; D= dicotiledônea.

A passagem do fogo pode acarretar em efeitos imediatos no banco de sementes, resultantes da elevação de temperatura do ar e do solo, mas também em efeitos indiretos, como a modificação do microclima e da amplitude térmica do solo, e o estímulo ao recrutamento de espécies menos competitivas. Tais modificações provocadas pelo fogo podem atuar nas sementes do banco afetando a viabilidade e a germinação (Keeley, 1987). Nesse sentido, o número de indivíduos recrutados assim como as espécies capazes de recrutar podem ser alterados após evento de fogo.

As queimadas no Cerrado, em geral, são muito rápidas, com baixo tempo de residência da frente de fogo, o que impede que picos longos de temperatura no solo sejam atingidos. Além disso, o solo do Cerrado é excelente isolante térmico, impedindo o aumento excessivo das temperaturas atingidas no solo, mesmo em pouca profundidade (Miranda et al., 1993; Coutinho, 1978). Coutinho (1978) encontrou pequenas elevações de temperatura a 1, 2 e 5 cm de profundidade durante queimadas. Tais temperaturas voltaram ao normal após uma hora e seriam perfeitamente toleráveis pelas plantas. Miranda et al. (1993), apesar de terem encontrado temperaturas do ar superiores a 500 °C durante a passagem do fogo em Cerrado *sensu stricto*, também obtiveram pequeno aumento (3 °C) na temperatura a 5 cm de profundidade; a 2 cm de profundidade, a temperatura não ultrapassou os 38 °C; e a 1 cm, a temperatura máxima atingida foi 55 °C por apenas 2 minutos. Assim, as sementes que estejam eventualmente enterradas no momento da passagem do fogo dificilmente experimentaríamos temperaturas letais, ficando, portanto, protegidas devido ao isolamento térmico do solo (Dias et al., 1996; Miranda et al., 1993) e seriam capazes de germinar. Já as sementes localizadas na superfície do solo, ou aquelas que não possuem características morfológicas que contribuam para que sejam enterradas, sofrerão temperaturas e intensidades de fogo muito altas e possivelmente serão perdidas (Overbeck et al., 2006; Tothill, 1969).

Diferentemente do que ocorre para espécies de outros ecossistemas sujeitos ao fogo, o estímulo da germinação por altas temperaturas não foi demonstrado para as espécies de gramíneas estudadas por Overbeck et al. (2006). Entretanto, diásporos dessas gramíneas foram capazes de sobreviver a altas temperaturas, uma vez que temperatura de 90 °C não produziu efeitos deletérios para a maioria das espécies. A resistência das sementes a picos rápidos de altas temperatu-

ras pode ser considerada uma adaptação ao fogo, já que elas podem se beneficiar das condições favoráveis para germinação (como aumento de nutrientes e de luz) após o fogo (Overbeck et al., 2006). Assim, conforme mencionado sobre as temperaturas atingidas no solo durante queimadas de cerrado, é provável que mesmo nas camadas mais superficiais do solo algumas espécies não se prejudiquem com o aumento da temperatura.

Nos primeiros dias após a queimada, além do acréscimo na absorção da energia radiante, ocorre aumento da amplitude térmica diária, conforme foi verificado em Campo Sujo por Castro-Neves e Miranda (1996), que observaram aumento da amplitude térmica diária, a 1 cm de profundidade, de 13,6 °C (temperatura mínima de 14,5 °C e máxima de 28 °C) para 26,6 °C (13,2 °C a 39,4 °C). As autoras verificaram ainda que as maiores alterações ocorrem apenas até os cinco primeiros centímetros de profundidade. Tais modificações podem alterar o microclima do solo e a capacidade germinativa de algumas espécies.

O efeito da passagem do fogo na viabilidade das sementes do banco foi relatado por Andrade et al. (2002) em área de Cerrado *sensu stricto* submetida a regime de queima bienal e em outra submetida a regime quadrienal. Na primeira área, duas queimas consecutivas foram avaliadas, em 1998 e em 2000, ambas em agosto. Ambas as queimas bienais acarretaram reduções significativas na densidade de sementes viáveis de monocotiledôneas (de 98 sementes/m² para 42 sementes/m² e de 94 sementes/m² para 37 sementes/m², respectivamente). Com relação às dicotiledôneas, o efeito da passagem do fogo foi visível apenas na queima de 2000. Nesse caso, as características físicas do evento de queima podem ter influenciado, uma vez que a velocidade da queima de 2000 foi menor do que a registrada para a de 1998, provavelmente devido a menor velocidade do vento, o que leva a um tempo de residência do fogo maior e, conseqüentemente, maior dano. Devido à grande capacidade isolante do solo, Andrade et al. (2002) acreditam que a redução na densidade de sementes do banco tenha sido resultante da perda daquelas presentes na serapilheira ou na superfície do solo. A queima quadrienal, entretanto, não resultou em danos significativos na densidade do banco de sementes tanto para monocotiledôneas quanto para dicotiledôneas (Andrade, 2002). Maior quantidade de serapilheira na área quadrienal, menor representatividade das gramíneas na camada herbácea (47% em relação a 82% na área bienal) e menor consumo do componente herbáceo pelo fogo na área quadrienal (86% em relação a 89% na área bienal) podem ser explicações possíveis para um comportamento distinto do fogo entre as duas áreas, acarretando em danos também distintos.

Uma das características da vegetação do Cerrado é sua rápida recuperação após queimadas, em comparação a ecossistemas de climas temperados (Pickett e White, 1985). Segundo Coutinho (1990), após uma queimada há um *input* temporário e superficial de nutrientes no solo vindos da decomposição das cinzas, que seriam absorvidos pelo estrato herbáceo já que este possui sistema radicular mais superficial do que o lenhoso. Ainda segundo o mesmo autor, o fogo estaria nessa situação transferindo nutrientes da camada lenhosa para o estrato herbáceo. Esse aporte de nutrientes no estrato herbáceo-arbustivo favorece a grande capacidade regenerativa desse estrato após a queima, principalmente via rebrotas, a partir de órgãos subterrâneos de armazenamento de nutrientes minerais e água (Ramos e Rosa, 1992; Ramos, 1990; Coutinho, 1982; Meirelles, 1981; César, 1980) e também do estímulo à floração e à dispersão de sementes, contribuindo para um rápido recrutamento por sementes na estação chuvosa seguinte à queimada.

Com relação ao estrato lenhoso, o fogo causa pouca mortalidade em plantas lenhosas estabelecidas, sendo a destruição parcial da copa o dano principal. Porém, quando frequente, diminui o tamanho dos indivíduos, a cobertura arbórea e o número de ramos vivos, levando inclusive à exclusão de espécies lenhosas sensíveis e, conseqüentemente, à mudança na composição florística (Medeiros e Miranda, 2008; Sato, 2003; Ramos, 1990). De fato, estudos no Cerrado

mostram que o fogo em alta frequência altera a estrutura da vegetação à medida que promove a mortalidade de plantas lenhosas, jovens ou adultas (Moreira, 2000; Sato e Miranda, 1996; Ramos, 1990) e aumenta a dominância de gramíneas (Miranda e Klink, 1996; Miranda et al., 1996). Em longo prazo, as queimadas frequentes estariam, então, favorecendo a camada mais baixa, raleando ainda mais a paisagem. Por outro lado, a proteção de diversas fisionomias do Cerrado contra o fogo tem levado a um aumento na abundância dos elementos lenhosos e de espécies sensíveis ao fogo, favorecendo fisionomias mais fechadas (Moreira, 2000).

A alteração da estrutura da vegetação é verificada também no banco de sementes do Cerrado. Dados indicam (Tabela 1) que a razão entre a quantidade de sementes de monocotiledôneas e de dicotiledôneas aumenta consideravelmente com o aumento da frequência de queima, passando de 0,8 (protegida contra queima) e 1,9 (queimadas quadrienais) para 16 (queimadas bienais) (Andrade, 2002). O estudo aponta que o regime bienal favorece a densidade e a diversidade de gramíneas, e que um intervalo de 4 anos entre eventos de fogo é o tempo mínimo para a recomposição da densidade do banco de sementes de dicotiledôneas, proporcionando maior equilíbrio entre estas e as monocotiledôneas (Tabela 1). Entretanto, maior diversidade de sementes de dicotiledôneas, inclusive com maior representatividade das espécies arbustivas e semiarbustivas só é mantida sob proteção contra fogo ou com queimas esporádicas (Andrade, 2002).

No estudo da dinâmica do banco de sementes após a queimada, Andrade (2002) verificou maior número de diásporos viáveis de dicotiledôneas em relação ao de monocotiledôneas entre 6 meses e 12 meses após o fogo, quando a quantidade de diásporos de dicotiledôneas encontrada foi superior à encontrada antes do fogo. Tal fato pode estar refletindo a produção de diásporos pelas espécies herbáceas que floresceram após a queimada (Munhoz e Felfili, 2005; César, 1980), haja vista que o banco de sementes, ao longo do ano, foi dominado por herbáceas e apenas três espécies de árvores foram encontradas. O fogo provavelmente age reduzindo fatores competitivos, uma vez que ao eliminar a camada graminosa proporciona maior visibilidade e vulnerabilidade das flores aos agentes polinizadores, o que indica que a ocorrência de um novo ciclo reprodutivo em resposta rápida ao fogo pode ser estratégia de sobrevivência mais eficiente para essas plantas herbáceas (César, 1980). O sincronismo da floração ou da germinação com a queima favorece a ocupação rápida pelas herbáceas de espaços abertos, após o fogo, por meio dos diásporos produzidos após o evento de queima, de forma que as herbáceas se implantam e revestem a superfície do solo, criando condições favoráveis à reincidência de novas queimadas (Coutinho, 1976). Entretanto, o fato de a riqueza de espécies de dicotiledôneas, 1 ano após o fogo (30), ser três vezes maior do que a encontrada antes (10) sugere que a queima quadrienal deve estar favorecendo a riqueza de diásporos de dicotiledôneas no banco de sementes no primeiro ano pós-fogo, mas que essa riqueza parece diminuir até o fim do intervalo de 4 anos (Andrade, 2002). Talvez a baixa competitividade dessas espécies seja a razão para tal diminuição.

Ao contrário do que foi obtido para as dicotiledôneas, o banco de sementes de monocotiledôneas não recuperou o estado pré-fogo (Andrade, 2002), sugerindo que uma frequência anual de queima não será benéfica para esse grupo em longo prazo. O retardamento da floração das gramíneas após o fogo (Murakami e Klink, 1996) e a baixa produção de cariopses até 1 ano depois (Ramos-Neto e Pinheiro-Machado, 1996) devem ter sido importantes para o não-restabelecimento do banco de sementes de monocotiledôneas. Maior produção de cariopses no segundo ano após a queima, observada em espécies de gramíneas por Ramos-Neto e Pinheiro-Machado (1996) pode explicar o favorecimento das monocotiledôneas no regime de queima bienal (Tabela 1).

Considerações finais

A reprodução sexuada no Cerrado é viável e tem sido demonstrada para algumas espécies. Entretanto, ainda há carência de informações sobre o tema para o bioma e outros estudos devem ser conduzidos para complementar as informações. O acompanhamento da longevidade de sementes em solo de Cerrado, avaliando as variações locais de temperatura e de umidade do solo, bem como a quantificação da predação de sementes e do número de plântulas recrutadas em campo, são estudos imprescindíveis para melhor compreender a dinâmica do banco de sementes e da comunidade como um todo, levando em consideração a reprodução sexuada.

Com relação ao fogo, todas as camadas de vegetação do Cerrado, em suas diversas fases, são afetadas, porém de maneiras distintas, a depender das características fenológicas das espécies, adaptações de recolonização, competição e proteção ao fogo. O fogo pode afetar negativamente a reprodução sexuada de algumas espécies, mas pode favorecer a de outras.

O regime de queima é fator a ser considerado na análise dos efeitos do fogo na reprodução sexuada e na manutenção da diversidade da comunidade florística. Segundo Morrison et al. (1995), provavelmente a manutenção de maior número de espécies em uma comunidade, tanto sensíveis quanto tolerantes ao fogo, depende da variação dos intervalos entre queimadas ao longo do tempo. Dessa forma, a manutenção de áreas com históricos distintos de frequência de queima pode ser interessante para que mais espécies persistam na comunidade como um todo e no banco de sementes.

A manutenção de banco de sementes com maior diversidade pode possibilitar a regeneração de vegetação mais diversificada após evento de fogo. Por isso, planos de manejo de fogo devem também considerar a estrutura e a composição do banco de sementes, principalmente a relação entre monocotiledôneas e dicotiledôneas, podendo tal parâmetro ser usado como indicativo de frequência de queima no manejo de áreas nativas e/ou cultivadas.

As reservas de sementes presentes no solo e na serapilheira podem ainda ser usadas na reabilitação de vegetação degradada (van der Valk e Pederson, 1989), constituindo o que se chama de potencial de autorrecuperação do sistema. Trata-se de importante método de regeneração natural, economicamente mais viável e capaz de garantir a preservação do patrimônio genético e elevada diversidade de espécies no local restaurado, já que para a maioria das espécies não há disponibilidade de mudas (Rodrigues et al., 2007). Esse método tem sido usado na recuperação de áreas de nascentes e em áreas de preservação permanente, ao longo e ao redor de cursos d'água (Rodrigues et al., 2007). Portanto, tornam-se necessários mais estudos acerca da composição e da dinâmica do banco de sementes no solo de áreas florestais e de savanas, uma vez que essa fonte de propágulos é, em alguns casos, a única fonte disponível para a recuperação e pode determinar o direcionamento da sucessão da vegetação em casos de perturbação na área (Oliveira, 2007).

Referências bibliográficas

ALMEIDA, S. P. Grupos fenológicos da comunidade de gramíneas perenes de campo cerrado no Distrito Federal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 30, p. 1067-1073, 1985.

ANDRADE, L. A. Z. **Impacto do fogo no banco de sementes de cerrado *sensu stricto***. 2002. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2002.

ANDRADE L. A. Z.; NASCIMENTO NETO, W.; MIRANDA H. S. Effects of fire on the soil seed bank in a cerrado *sensu stricto* in central Brazil. In: VIEGAS, D. X. (Ed.). **Forest Fire Research e Wildland Fire Safety**. Rotterdam: Millpress, 2002. (ISBN 90-77017-72-0)

ARAÚJO, C. G.; CARDOSO, V. J. M. Storage in cerrado soil and germination of *Psychotria vellosiana* (Rubiaceae) seeds. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, p. 709-717, 2006.

ARAÚJO, C. G.; CARDOSO, V. J. M. *Psychotria hoffmanseggiana* (Willd ex Roem. e Schult.) Mull. Arg. and *Palicourea marcgravii* St. Hil. (Rubiaceae): potential for forming soil seed banks in a Brazilian Cerrado. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, p. 421-427, 2007.

BARBOSA, A. A. A. **Biologia reprodutiva de comunidade de campo sujo, Uberlândia, MG**. 1997. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 1997.

BASKIN, C. C.; BASKIN, J. M. **Seed: Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination**. London: Academic Press, 1998.

CASTRO-NEVES, B. M.; MIRANDA, H. S. Efeitos do fogo no regime térmico do solo de campo sujo de Cerrado. In: MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; DIAS, B. F. S. (Org.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília: ECL/UnB, 1996. p. 20-30.

CÉSAR, H. L. **Efeitos da queima e corte sobre a vegetação de campo sujo na Fazenda Água Limpa, Brasília-DF**. 1980. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1980.

CIRNE, P.; MIRANDA H. S. Effects of prescribed fires on the survival and release of seeds of *Kielmeyera coriacea* (Spr.) Mart. (Clusiaceae) in savannas of Central Brazil. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 20, p. 197-204, 2008.

COUTINHO, L. M. **Contribuição ao conhecimento do papel ecológico das queimadas na floração de espécies do Cerrado**. 1976. Tese (Livre Docência) – Departamento de Botânica. Universidade de São Paulo, São Paulo, 1976.

COUTINHO, L. M. Aspectos ecológicos do fogo no Cerrado. II - As queimadas e a dispersão de sementes de algumas espécies anemocóricas do estrato herbáceo subarbustivo. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, v. 5, p. 57-64, 1977.

COUTINHO, L. M. Aspectos ecológicos do fogo no Cerrado. I. A temperatura do solo durante as queimadas. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 1, p. 93-96, 1978.

COUTINHO, L. M. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. In: HUNTLEY, B. J.; WALKER, B. H. (Ed.). **Ecology of Tropical Savannas**. Berlin: Springer-Verlag, 1982. p. 273-291.

COUTINHO, L. M. Fire in the Ecology of the Brazilian Cerrado. In: GOLDAMMER, J. G. (Ed.). **Fire in the Tropical Biota: Ecosystem Processes and Global Challenges**. Berlin: Springer-Verlag, 1990. p. 82-105. (Ecological Studies, v. 8)

DIAS, I. F. O.; MIRANDA, A. C.; MIRANDA, H. S. Efeitos de queimadas no microclima de solos de campos de cerrado - DF/Brasil. In: MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; DIAS, B. F. S. (Ed.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília: ECL/UnB, 1996. p. 11-19.

EITEN, G.; GOODLAND, R. Ecology and management of semi-arid ecosystems in Brazil. In: WALKER, B. H. (Ed.). **Management of Semi-Arid Ecosystems**. Amsterdam: Elsevier, 1979. p. 277-300.

- FELFILI, J. M.; SILVA JUNIOR, M. C.; DIAS, B. J.; REZENDE, A. V. Estudo fenológico de *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Coville no cerrado *sensu stricto* da Fazenda Água Limpa, Distrito Federal, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, p. 83-90, 1999.
- FELIPPE, G. M.; SILVA, J. C. S. Estudos de germinação em espécies do Cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 7, p. 157-163, 1984.
- FENNER, M. **Seed Ecology**. London: Chapman and Hall, 1985.
- FENNER, M. Ecology of seed banks. In: KIGEL, J.; G. GALILI (Ed.). **Seed Development and Germination**. New York: Marcel Dekker, 1995. p. 507-528.
- FRANCO, A. C.; NARDOTO, G. B.; SOUZA, M. P. Estabelecimento e crescimento de *Dalbergia miscolobium* Benth. em área de campo sujo de Cerrado no DF. In: MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; DIAS, B. F. S. (Org.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília: ECL/UnB, 1996. p. 84-92.
- FREITAS, R. I. P. **Abelhas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) e a floração de plantas em áreas de Cerrado recém-queimadas no Distrito Federal**. 1998. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1998.
- GARCIA-NÚÑES, C.; AZÓCAR, A.; SILVA, J. F. Seed production and soil seed bank in three evergreen woody species from neotropical savanna. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, p. 563-573, 2001.
- GARWOOD, N. C. Tropical soil seed banks: a review. In: LECK, M. A.; PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. (Ed.). **Ecology of Soil Seed Banks**. London: Academic Press, 1989. p. 149-209.
- GONZALEZ, S.; GHERMANDI, S. G. Postfire seed bank dynamics in semiarid grassland. **Plant Ecology**, v. 199, p. 175-185, 2008.
- GOLDSTEIN, G.; SARMIENTO, G. Water relations of trees and grasses and their consequences for the structure of savanna vegetation. In: WALKER, B. H. (Ed.). **Determinants of Tropical Savannas**. Oxford: IRL Press, 1987. p. 13-18.
- HOFFMANN, W. A. The effect of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. **Journal of Ecology**, v. 84, p. 383-393, 1996.
- HOFFMANN, W. A. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, p. 422-433, 1998.
- IKEDA, F. S.; MITIA, D.; VILELA, L.; SOUSA SILVA, J. C. Banco de sementes em cerrado *sensu stricto* sob queimada e sistema de cultivo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, p. 667-673, 2008.
- KEELEY, J. E. Role of fire in seed germination of woody taxa in California chaparral. **Ecology**, v. 68, p. 434-443, 1987.
- LABOURIAU, L. G.; VALIO, I. F. M.; HERINGER, E. P. Sobre o sistema reprodutivo de plantas dos cerrados – I. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 36, p. 450-464, 1964.
- LABOURIAU, L. G.; VALIO, I. F. M.; SALGADO-LABOURIAU, M. L.; HANDRO, W. Nota sobre a germinação de sementes de plantas de cerrados em condições naturais. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 23, p. 227-237, 1963.

- LANDIM, M. F.; HAY, J. D. Impacto do fogo sobre alguns aspectos da biologia reprodutiva de *Kielmeyera coriacea* Mart. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 56, p. 127-134, 1996.
- LOUDA, S. M. Predation in the dynamics of seed regeneration. In: LECK, M. A.; PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. (Ed.). **Ecology of Soil Seed Banks**. San Diego, California: Academic Press, 1989. p. 25-51.
- MARTINS, C. R.; LEITE, L. L. Fenologia reprodutiva de gramíneas colonizadoras de áreas degradadas no Parque Nacional de Brasília-DF, Brasil. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS. 3., 1997. **Anais...** Ouro Preto, MG, 1997. p. 317-323.
- MEDEIROS, M. B.; MIRANDA, H. S. Post-fire resprouting and mortality in cerrado woody plant species over a three-year period. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 65, p. 1-16, 2008.
- MEDINA, B. M. O.; FERNANDES, G. W. The potential of natural regeneration of rocky outcrop vegetation on rupestrian field soils in Serra do Cipó, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, p. 665-678, 2007.
- MEIRELLES, M. L. **Produção primária e suas relações com fatores ambientais em pastagem artificial e campo sujo de Cerrado, queimado e natural**. 1981. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília, 1981.
- MELO, J. T.; SILVA, J. A.; TORRES, R. A. A.; SILVEIRA, C. E. S.; CALDAS, L. S. Coleta, propagação e desenvolvimento inicial de espécies do Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Ed.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: Embrapa, 1998. p. 195-243.
- MIRANDA, A. C.; MIRANDA, H. S.; DIAS, I. F. O.; DIAS, B. F. S. Soil and air temperatures during prescribed cerrado fires in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, p. 313-320, 1993.
- MIRANDA, H. S.; ROCHA-SILVA, E. P.; MIRANDA, A. C. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. In: MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; DIAS, B. F. S. (Org.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília: ECL/UnB, 1996. p. 1-10.
- MIRANDA, H. S.; SATO, M. N. Efeitos do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. In: SCARIOT, A.; SOUZA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Org.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: MMA, 2006. p. 95-103.
- MIRANDA, H. S.; SATO, M. N.; NASCIMENTO NETO, W.; AIRES, F. S. Fires in the Cerrado, the Brazilian savanna. In: COCHRANE, M. A. (Ed.). **Tropical Fire Ecology: Climate Change, Land Use and Ecosystem Dynamics**. Heidelberg: Springer-Praxis, 2009. p. 427-450.
- MIRANDA, I. S. Fenologia do estrato arbóreo de comunidade de Cerrado em Alter-do-Chão, PA. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 18, p. 235-240, 1995.
- MIRANDA, M. I.; KLINK, C. A. Colonização de campo sujo de Cerrado com diferentes regimes de queima pela gramínea *Echinolaena inflexa* (Poaceae). In: MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; DIAS, B. F. S. (Org.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília: ECL/UnB, 1996. p. 46-52.
- MOREIRA, A. G. **Aspectos demográficos de *Emmotum nitens* (Benth) Miers. num cerradão distrófico do DF**. 1987. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo, 1987.

- MOREIRA, A. G. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography**, v. 27, p. 1021-1029, 2000.
- MORRISON, D. A.; CARY, G. J.; STUART, M. P.; ROSS, D. G.; MULLINS, B. J.; THOMAS, C. R.; ANDERSON, T. S. Effects of fire frequency on plant species composition of sandstone communities in the Sydney region: inter-fire interval and time-since-fire. **Australian Journal of Ecology**, v. 20, p. 239-247, 1995.
- MUNHOZ, C. B. R.; FELFILI, J. M. Fenologia do estrato herbáceo-subarbustivo de comunidade de campo sujo na Fazenda Água Limpa, Distrito Federal, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, p. 979-988, 2005.
- MURAKAMI, E. A.; KLINK, C. A. Efeito do fogo na dinâmica de crescimento e reprodução de *Echinolaena inflexa* (Poir.) Chase (Poaceae). In: MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; B. F. S. DIAS (Org.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília: ECL/UnB, 1996. p. 53-60.
- OLIVEIRA, P. E. **The pollination and reproductive biology of a cerrado woody community in Brazil**. 1991. Thesis (Ph.D.) – University of St. Andrews, Scotland, 1991.
- OLIVEIRA, P. E. Fenologia e biologia reprodutiva das espécies de Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Org.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: Embrapa, 1998. p. 193-230.
- OLIVEIRA, P. E.; SILVA, J. C. S. Reproductive biology of two species of *Kielmeyera* (Guttiferae) in the cerrados of Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, p. 67-79, 1993.
- OLIVEIRA, R. S.; BATISTA, J. A. N.; PROENÇA, C. E. B.; BIANCHETTI, L. Influência do fogo na floração de espécies de *Orchidaceae* em Cerrado. In: MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; DIAS, B. F. S. (Org.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília: ECL/UnB, 1996. p. 61-67.
- OLIVEIRA, S. F. **Comparação do banco de sementes do solo de três fitofisionomias do bioma Cerrado em áreas perturbadas**. 2007. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.
- OVERBECK, G. E.; MULLER, S. C.; PILLAR, V. D.; PFADENHAUER, J. No heat-stimulated germination found in herbaceous species from burned subtropical grassland. **Plant Ecology**, v. 184, p. 237-243, 2006.
- PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L.; LECK, M. A. Pattern and process in the dynamics of seed banks. In: LECK, M. A.; PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. (Ed.). **Ecology of Soil Seed Banks**. San Diego, California: Academic Press, 1989. p. 367-384.
- PAVIANI, T. I.; HARIDASAN, M. Tuberosidade em *Vochysia thyrsoidea* Pohl (Vochysiaceae). **Ciência e Cultura**, v. 40, p. 998-1003, 1988.
- PEREIRA-DINIZ, S. G.; RANAL, M. A. Germinable soil seed bank of a gallery forest in Brazilian Cerrado. **Plant Ecology**, v. 183, p. 337-348, 2006.
- PICKETT, S. T. A.; McDONNELL, M. J. Seed bank dynamics in temperate deciduous forest. In: LECK, M. A.; PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. (Ed.). **Ecology of Soil Seed Banks**. San Diego, California: Academic Press, 1989. p. 123-147.
- PICKETT, S. T. A.; WHITE, P. S. **The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics**. California: Academic Press, 1985.

PIVELLO, V. R.; NORTON, G. A. Firetool: an expert system for the use of prescribed fires in Brazilian savannas. **Journal of Applied Ecology**, v. 33, p. 348-356, 1996.

RAMOS, A. E. **O efeito da queima sobre a vegetação lenhosa do Cerrado**. 1990. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília. Brasília, 1990.

RAMOS, A. E. **Efeito do fogo bienal e quadrienal na estrutura populacional e reprodução de quatro espécies vegetais do cerrado sensu stricto**. 2004. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília, 2004.

RAMOS, A. E.; ROSA, C. M. M. Impacto das queimadas. In: DIAS, B. F. S. (Coord.). **Alternativas de desenvolvimento dos Cerrados: manejo e conservação dos recursos naturais renováveis**. Brasília: Ibama/Funatura, 1992. p. 34-38.

RAMOS-NETO, M. B.; PINHEIRO-MACHADO, C. O capim-flecha (*Tristachya leiostachya* Ness.) e sua importância na dinâmica do fogo no Parque Nacional das Emas. In: MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; DIAS, B. F. S. (Org.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília: ECL/UnB, 1996. p. 68-75.

RAMOS-NETO, M. B.; PIVELLO, V. R. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. **Environmental Management**, v. 26, p. 675-684, 2000.

ROCHA-SILVA, E. P. **Efeito do regime de queima na taxa de mortalidade e na estrutura da vegetação lenhosa de campo sujo de Cerrado**. 1999. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília, 1999.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G.; ATTANASIO, C. M. Atividades de adequação ambiental e restauração florestal do LERF/ESALQ/USP. **Boletim de Pesquisa Florestal, Colombo**, v. 55, p. 7-21, 2007.

SALOMÃO, A. N.; SOUSA-SILVA, J. C.; DAVIDE, A. C.; GONZÁLES, S.; TORRES, R. A. A.; WETZEL, M. M. V. S.; FIRETTI, F.; CALDAS, L. S. **Germinação de sementes e produção de mudas de plantas do Cerrado**. Brasília: Rede de Sementes do Cerrado, 2003.

SANAIOTTI, T. M.; MAGNUSSON, W. E. Effects of annual fires on the production of fleshy fruits eaten by birds in a Brazilian Amazonian savanna. **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, p. 53-65, 1995.

SASSAKI, R. M.; RONDON, J. N.; Z Aidan, L. B. P.; FELIPPE, G. M. Number of buried seeds and seedling emergence in cerradão, cerrado and gallery forest soils at Pedregulho, Itirapina (SP), Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, p. 147-152, 1999a.

SASSAKI, R. M.; RONDON, J. N.; Z Aidan, L. B. P.; FELIPPE, G. M. Germination of seeds from herbaceous plants artificially stored in cerrado soil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, p. 271-279, 1999b.

SATO, M. N. **Efeito em longo prazo de queimadas na estrutura da comunidade de lenhosas da vegetação do cerrado sensu stricto**. 2003. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília, Brasília, 2003.

SATO, M. N.; GARDA, A. A.; MIRANDA, H. S. Effects of fire on the mortality of woody vegetation in Central Brazil. In: VIEGAS, D. X. (Ed.). CONFERENCE ON FIRE AND FOREST METEOROLOGY. 14th., 1998. **Proceedings...** Portugal: Adai, University of Coimbra, v. 2, 1998. p. 1777-1784.

SATO, M. N.; MIRANDA, H. S. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado *sensu stricto* submetidas a diferentes regimes de queima. In: MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; DIAS, B. F. S. (Org.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília: ECL/UnB, 1996. p. 102-111.

SCHIMIDT, I. B.; SAMPAIO, A. B.; BORGHETTI, F. Efeitos da época de queima sobre a reprodução sexuada e estrutura populacional de *Heteropterys pteropetala* (Adr. Juss.) Malpighiaceae, em áreas de cerrado *sensu stricto* submetidas a queimas bienais. **Acta Botânica Brasileira**, v. 19, p. 929-936, 2005.

SILVA, D. A.; KLINK, C. A. Dinâmica de foliação e perfilhamento de duas gramíneas C4 e uma C3 nativas do Cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, p. 441-446, 2001.

SILVA, G. T.; SATO, M. N.; MIRANDA, H. S. Mortalidade de plantas lenhosas em campo sujo de Cerrado submetido a queimadas prescritas. In: MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; DIAS, B. F. S. (Org.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. ECL/UnB, Brasília, 1996. p. 93-101.

SILVA, J. F.; ATAROFF, M. Phenology, seed crop and germination of coexisting grass species from a tropical savanna in Western Venezuela. **Acta Oecologica**, v. 6, p. 41-51, 1985.

SIMPSON, R. L.; LECK, M. A.; PARKER, V. T. Seed banks: general concepts and methodological issues. In: LECK, M. A.; PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. (Ed.). **Ecology of Soil Seed Banks**. San Diego, California: Academic Press, 1989. p. 3-8.

SOUSA-SILVA, J. C.; RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L. da; ANTUNES, N. B. Germinação de sementes e emergência de plântulas de espécies arbóreas e arbustivas que ocorrem em Matas de Galeria. In: RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L. da; SOUSA-SILVA, J. C. (Ed.). **Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001. p. 379-422.

TARREGA, R.; CALVO, L.; TRABAUD, L. Effect of high temperatures on seed germination of two woody Leguminosae. **Vegetatio**, v. 102, p. 139-147, 1992.

TOTHILL, J. C. Soil temperatures and seed burial in relation to the performance of *Heteropogon contortus* and *Themeda australis* in burnt native woodland pastures in eastern Queensland. **Australian Journal of Botany**, v. 17, p. 269-275, 1969.

VALIO, I. F. M.; MORAES, V. Sobre o sistema reprodutivo das plantas dos cerrados. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 38, p. 219-224, 1966.

van der VALK, A. G.; PEDERSON, R. L. Seed banks and the management and restoration of natural vegetation. In: LECK, M. A.; PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. (Ed.). **Ecology of Soil Seed Banks**. San Diego, California: Academic Press Inc., 1989. p. 329-346.

VELTEN, S. B.; GARCIA, Q. S. Variation between three *Eremanthus* (Asteraceae) species in their ability to form a seed bank. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, p. 713-719, 2007.

WHELAN, R. J. **The Ecology of Fire**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

Z Aidan, L. B. P.; CARREIRA, R. C. Seed germination in Cerrado species. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 20, p. 167-181, 2008.

9 - Efeitos do fogo sobre os insetos do Cerrado: consensos e controvérsias

Ivone R. Diniz
Helena C. Morais

Introdução

Os insetos representam mais da metade da biodiversidade animal em riqueza de espécies (Stork, 1991), habitam os mais variados ambientes, dominam todas as comunidades terrestres em riqueza de espécies e biomassa (Brown Jr., 1997) e são responsáveis por grande parte da dinâmica dos ecossistemas (Price, 2002; Hammond e Miller, 1998; Janzen, 1987). Os insetos também são importantes nas pesquisas de conservação da natureza por que são sensíveis às mudanças da composição da vegetação e das características físicas do ambiente (Samways, 2007), servindo como bons indicadores da biodiversidade e do grau de preservação (Ghazoul, 2002).

Quase metade das 800 mil espécies de insetos já descritas se alimenta exclusivamente de plantas (Strong et al., 1984). Além disso, é bem provável que todas as plantas terrestres sejam consumidas por, pelo menos, uma espécie de inseto. Juntos, plantas e insetos representam mais de 50% de todas as espécies do planeta (Schoonhoven et al., 2005). Os insetos herbívoros são muito importantes na ecologia por que podem reduzir a aptidão das plantas, auxiliar na reprodução das plantas através da polinização e suportar um número quase igual de espécies de predadores e de parasitoides (Price, 2002; Strong et al., 1984).

Aspectos do fogo no Cerrado

Nas savanas tropicais, o fogo é considerado como um dos determinantes secundários dos ecossistemas e pode atuar como força seletiva sobre os organismos (Bond e Keeley, 2005; Silva et al., 1996a, 1996b). Em vários ecossistemas do mundo o fogo é utilizado como instrumento importante no manejo ambiental (Moore, 1987), como método alternativo aos controles químico e biológico na manipulação de artrópodes pragas (Warren et al., 1987) e como estimulador do crescimento de plantas herbáceas.

No Cerrado, as queimadas regulares, naturais e antrópicas ocorrem há milhares de anos. Junto com a sazonalidade das chuvas, o solo ácido e pobre em nutrientes as queimadas moldaram as paisagens e selecionaram espécies da flora e fauna adaptadas a elas (Ramos-Neto e Pivello, 2000; Ferraz-Vicentini, 1993; Coutinho, 1990). O fogo ocorre geralmente no final da seca quando o componente herbáceo-subarbusivo torna-se bastante seco e inflamável (Ramos-Neto e Pivello, 2000).

O fogo é considerado um tipo de perturbação ambiental e pode apresentar características bastante variáveis e independentes, tais como intensidade, frequência, período e extensão

(Miranda et al., 2004; Whelan, 1995). Um dos maiores problemas atuais são as queimadas antrópicas frequentes (Di Bella et al., 2006), cujos efeitos costumam ser mais severos do que aqueles resultantes das queimadas naturais, reduzindo as reservas de carboidratos e nutrientes necessários para o crescimento pós-fogo (Miyanishi e Kellman, 1986) e promovendo perdas substanciais dos nutrientes no ecossistema (Hoffmann, 2002).

A disponibilidade imediata de nutrientes pós-queimadas pode ser rapidamente incorporada pela vegetação herbácea do Cerrado, mas o mesmo não ocorre com a vegetação lenhosa. Sousa-Souto et al. (2007), trabalhando em área com queimadas frequentes no Distrito Federal (DF), não encontraram aumento de nutrientes em partes vegetativas de uma espécie de gramínea e de uma lenhosa, após a queimada. No entanto, a proximidade de ninhos de formigas-cortadeiras (*Atta laevigata* F. Smith) resultou em incremento de nutrientes em partes vegetativas nos dois estratos da vegetação. Esses resultados reforçam a ideia de que os ninhos de formigas-cortadeiras (Myrmicinae, Attini) podem alterar as características do solo, atuando como facilitadores de colonização de plantas e desempenhando papel importante na ciclagem de nutrientes (Farji-Brener e Illes, 2000; Farji-Brener e Silva, 1995). No entanto, alterações antrópicas, incluindo o fogo, resultam em aumento das densidades de ninhos dessas formigas, em diferentes ambientes, o que pode causar impacto negativo na vegetação (Costa et al., 2008; Urbas et al., 2007).

Estudos de fenologia de insetos

No cerrado do Distrito Federal o conhecimento sobre a fenologia de insetos ainda é incipiente. Pinheiro et al. (2002) coletaram mais de 50 mil insetos com armadilhas do tipo malaise, pitfall e janela, numa área de cerrado no DF. Nesse estudo, as ordens Diptera, Lepidoptera (adultos) e Orthoptera apresentaram padrão aleatório de distribuição da abundância ao longo do ano. Já os insetos das ordens Hemiptera e Coleoptera apresentaram pico de abundância no início da estação chuvosa. Ao contrário do que ocorre com os adultos, a abundância de lagartas de Lepidoptera do DF atinge o pico no início da estação seca, cerca de 7 meses após o período de maior produção de folhas. A principal explicação para esse padrão atípico de abundância é o escape de parasitoides, já que o pico do parasitismo ocorre na estação chuvosa (Marquis et al., 2002; Morais et al., 1999).

Por um lado, Diniz (1997) mostrou que o fogo acidental pode causar aumento na abundância das principais ordens de insetos, por um curto período pós-fogo. Por outro, não houve efeito do fogo na distribuição sazonal da abundância dos insetos. Áreas de cerrado com fogo frequente em agosto (bienio modal) e com fogo esporádico não diferiram quanto aos períodos de abundância de lagartas de microlepidóptero (Elachistidae) e de seus parasitoides em *Roupala montana* Aubl. (Proteaceae) (Morais et al., 2007). As folhas foram mais atacadas por insetos minadores em área de cerrado com queima frequente em agosto (bienio modal) do que em área com queima esporádica (Diniz et al., 2008). Além disso, em áreas com grandes extensões de queimadas, a colonização da planta hospedeira por esses insetos parece depender da distância de áreas de cerrado não queimado (Marini-Filho, 2000).

As folhas novas das plantas do Cerrado costumam sofrer maior ataque de insetos herbívoros do que as folhas maduras ou senescentes (Marquis et al., 2001). Após a queima, a maioria das plantas apresenta rápida rebrota e, em queimadas esporádicas, essa alta disponibilidade de recursos resulta em forte ataque de insetos herbívoros (Seyffarth et al., 1996; Vieira et al., 1996). As queimadas afetam a fenologia das plantas, mas os efeitos dessa alteração na fauna de insetos herbívoros e na herbivoria ainda não são conhecidos. Uma área de cerrado acidentalmente queimada na Fazenda Água Limpa (DF), em agosto de 2005, resultou em intensa floração de duas espécies

de *Chamaecrista* (Faboidea) em junho-julho de 2006. As inflorescências dessas plantas foram fortemente atacadas por lagartas de lepidópteros resultando baixa produção de frutos e na quase total ausência de sementes, 1 ano após a queimada (Diniz e Morais, observação pessoal).

Quais os efeitos do fogo nos insetos no Cerrado? Muito se diz e pouco se sabe sobre os efeitos diretos ou indiretos do fogo sobre a fauna de invertebrados do Cerrado. Há consensos e controvérsias.

As situações de consenso e de contradição em relação aos efeitos do fogo ocorrem em escala mundial e pouco se sabe sobre as mudanças funcionais na composição das comunidades animais em resposta aos fatores ambientais e especialmente aos distúrbios como o fogo. Pesquisas em diversas localidades no mundo mostram resultados diferentes conforme as regiões climáticas, condições regionais (clima, tipo de vegetação, etc.) grupos taxonômicos e regime do fogo nos componentes funcionais das comunidades animais e no *pool* de espécies regionais (Moretti et al., 2009). Normalmente, os resultados obtidos não são os efeitos exclusivos do fogo na comunidade animal, mas uma combinação de fatores que inclui o clima, os aspectos históricos e a estrutura das paisagens. Daí, podemos perceber como é complicada a pesquisa dos efeitos do fogo na fauna em qualquer região do mundo, devido às dificuldades de controle das variáveis no campo.

Efeitos do fogo prescrito

A abundância de nectários extraflorais e a frequência de visitas de formigas foram examinadas em barbatimão (*Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Cov., Faboidea) em áreas de cerrado com baixa e alta frequência de queimadas, na Reserva Ecológica do IBGE (RECOR, DF). Na parcela com queima a cada 2 anos (bienio modal), no mês de agosto foi encontrado maior número de nectários e maior frequência de visitas de formigas nessas estruturas do que em área adjacente com queima esporádica (Knoechelmann e Morais, 2008; Morais, 2007).

A fauna de formigas predadoras (Ectatomminae e Ponerinae) foi examinada em parcelas do Projeto Fogo (RECOR, DF) em diferentes épocas e frequências de queimadas. A frequência de fogo não alterou a diversidade para esse grupo de formigas, mas a similaridade (índice de Sorensen) foi baixa, indicando alteração na composição de espécies entre as áreas. A parcela com maior abundância dessas formigas foi a bienio precoce (queimada em julho), seguida da quadrienal, bienio modal (queimada em agosto), bienio tardia (queimada em setembro) e parcela-controle (com fogo esporádico). Os resultados não corroboram a hipótese de redução de riqueza de espécies em áreas com maior frequência de fogo (Maravalhas, dados não publicados). Resultado similar foi encontrado para cupins (Isoptera) subterrâneos na RECOR (Viana et al., 2004) e para formigas de solo em área de cerrado com queimada esporádica em Minas Gerais (Frizzo et al., 2007).

No Cerrado, alguns estudos comparativos de lagartas (Lepidoptera) presentes em determinadas espécies de plantas foram feitos em áreas com diferentes históricos de fogo. Os resultados mostraram grandes diferenças quando se compara áreas de fogo regular e frequente com áreas de fogo acidental. Em estudo realizado na RECOR com lagartas que consomem *Byrsonima coccolobifolia* H. B. & K. (Malpighiaceae), foram estudadas três áreas com o seguinte histórico de queimadas: a) preservada do fogo há mais de 30 anos (controle); b) fogo prescrito a cada 2 anos, em agosto (bienio modal); c) fogo prescrito a cada 2 anos, no final de setembro (bienio tardia). As duas últimas áreas foram queimadas oito vezes nos últimos 16 anos. Em cada área, 900 plantas foram vistoriadas à procura de lagartas, durante 9 meses consecutivos (2005-2006). A frequência de plantas com pelo menos uma lagarta diferiu entre as áreas ($\chi^2=147,8$; $p<0,0001$) (Figura 1). Na área preservada do fogo, a proporção de plantas com lagartas foi 2,4 e 5,2 vezes maior do que nas áreas com queimadas prescritas, bienio modal e bienio tardia, respectivamente (Higgins, 2007).

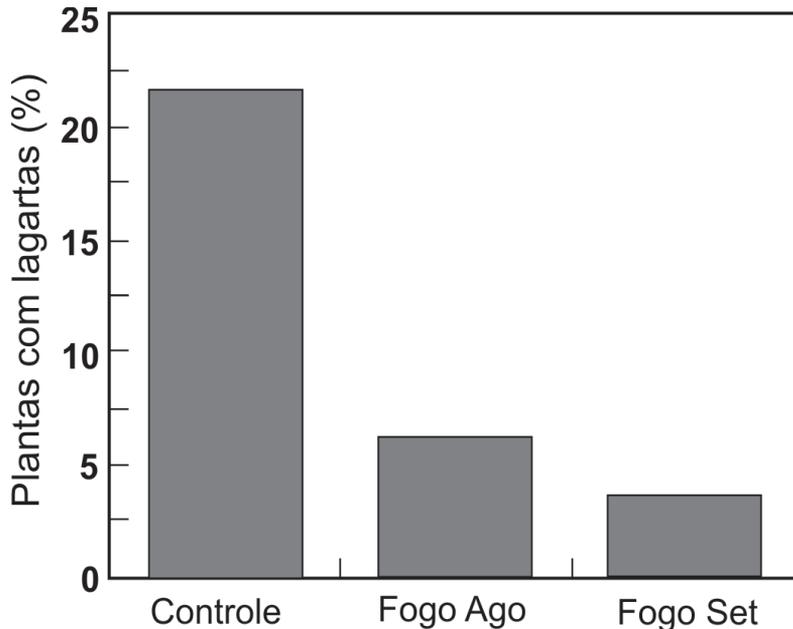


Figura 1. Porcentagem de indivíduos de *Byrsonima coccolobifolia* examinados (n = 900 por área) com lagartas nas áreas de cerrado da Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF. Controle = sem queima por mais de 30 anos; Fogo Ago. = queima bial em agosto; Fogo Set. = queima bial em setembro.

Ao todo, foram encontradas 480 lagartas de 49 espécies, em 16 famílias de Lepidoptera, com maior abundância de lagartas também na área preservada. A riqueza de espécies não diferiu entre as áreas e somente na área preservada foi atingida uma assíntota.

A composição de espécies de lagartas da área preservada apresentou baixa similaridade com a composição das áreas queimadas. Mas a similaridade de espécies foi relativamente alta entre as duas áreas queimadas. Como é comum em ambientes tropicais, a maior parte das espécies (n=34, 70%) estão representadas por menos de cinco ocorrências. Quando calculamos a similaridade apenas para as 15 espécies com cinco ou mais ocorrências, o índice de Sorensen mostra valores altos, especialmente entre as áreas queimadas, e o índice de Morisita-Horn se mantém constante, ressaltando a diferença na composição de espécies entre a área preservada e a área com queimada em setembro (bial tardia).

Oitenta e quatro por cento das 49 espécies de lagartas encontradas foram restritas a apenas uma área e apenas oito espécies ocorreram nas três áreas de estudo. Dessas, 23 (47%) ocorreram apenas na área preservada do fogo, sendo a maioria delas raras, com apenas um a três indivíduos nos 9 meses de observação, o que pode indicar que algumas espécies raras possam ser mais afetadas pelas queimadas prescritas regulares. Das oito espécies que ocorreram nas três áreas, as mais abundantes foram: *Concana mundissima* Walker, [1858] (Noctuidae), *Chiomara basigutta* (Plotz, 1884) (Hesperiidae) e *Macrosoma paularia* (Schaus, 1901) (Hedylidae), que são localmente restritas a espécies do gênero *Byrsonima*. As quatro espécies mais abundantes que ocorreram na área preservada do fogo são também restritas às espécies de *Byrsonima*. Treze espécies ocorreram apenas nas áreas queimadas, mas com exceção de *Stenoma salome* Busck, 1911 (Elachistidae), que ocorreu apenas na área com queimada bial em setembro, todas as outras espécies foram representadas por apenas

um a três indivíduos. Em geral, *Cerconota achatina* (Zeller, 1855) (Elachistidae) foi a espécie com maior abundância, correspondendo a 31% do total de lagartas encontradas.

A família Elachistidae foi predominante também na riqueza, contribuindo com 10 das 49 espécies encontradas. Cinco espécies dessa família contribuíram com 55% da abundância das lagartas e apresentam distribuições diferentes entre as áreas (Figura 2). As outras duas famílias com maior número de lagartas, Noctuidae e Hesperiidae, ocorreram nas três áreas.

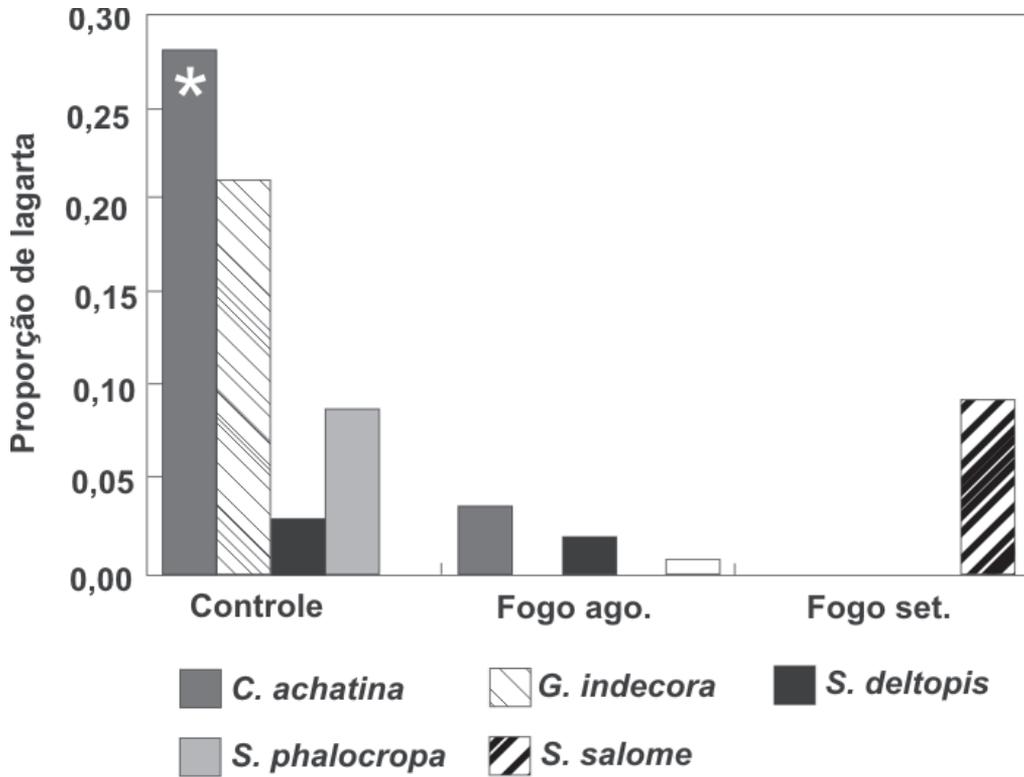


Figura 2. Proporção de lagartas ($n = 266$) de cinco espécies de Elachistidae nas três áreas de estudo na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF. (*) A proporção de *C. achatina* ($= 0,53$) foi reduzida para evidenciar a ocorrência de outras espécies. Controle = sem queima por mais de 30 anos; Fogo ago. = queima bienal em agosto; Fogo set. = queima bienal em setembro.

Efeitos do fogo acidental e esporádico

Em estudo sobre lagartas presentes em duas espécies de *Erythroxylum* (Erythroxylaceae) desenvolvido na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF, foram verificados os efeitos do fogo acidental e esporádico comparados com área não queimada (Lepesqueur, 2007). Foram vistoriadas 4.196 plantas, com números similares de plantas nas áreas não queimada e queimada. Foi encontrado um total de 1.009 lagartas distribuídas em 13% dessas plantas. A frequência de plantas com lagartas foi maior na área queimada onde foram encontradas cerca de duas vezes mais lagartas (Figura 3).

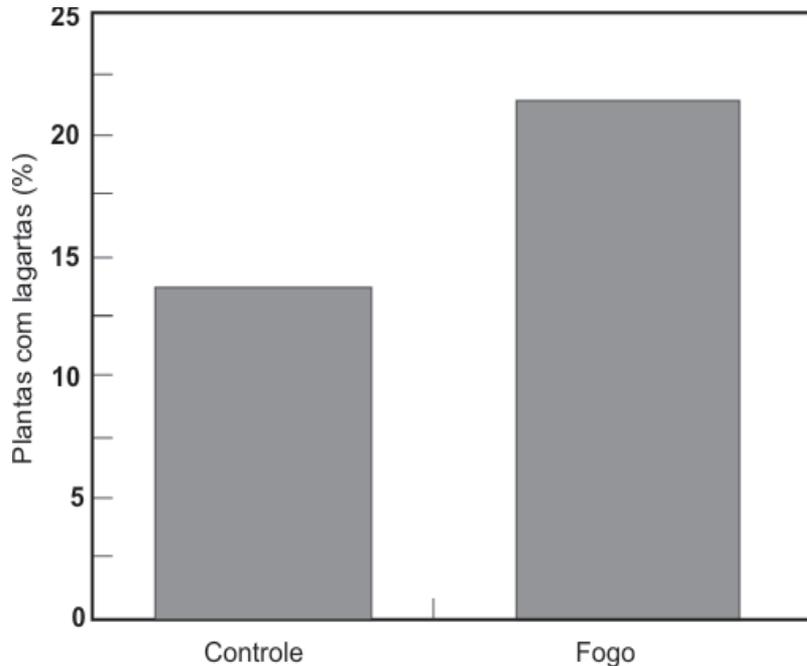


Figura 3. Porcentagem de indivíduos examinados ($n = 2.100$ por área) de *Erythroxylum* spp. com lagartas nas áreas de cerrado da Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. Controle = queima accidental em 1994; Fogo = queima accidental em 2005.

Não foram observadas diferenças significativas na abundância de parasitoides entre as áreas estudadas. Para cada grupo de 9,3 lagartas na área queimada, uma estava parasitada, e na área não queimada houve um parasitoide para oito lagartas.

Considerando o número total de espécies conhecidas a partir de adultos obtidos, ou por comparações com trabalhos anteriores, pode-se observar que a queimada accidental influencia a composição das espécies, visto que algumas espécies comuns na área não queimada não foram encontradas na área queimada. Apenas 18 (37,5%) espécies foram comuns às duas áreas e 23% das espécies estiveram restritas à área não queimada, como, por exemplo, *Hylesia shuessleri* Strand, 1934 (Saturniidae) e *Dalcerina tijucana* (Schaus, 1892) (Dalceridae). Além dessas, o fogo pareceu afetar de forma mais significativa as espécies da família Limacodidae, pois das sete espécies encontradas, somente uma, *Platyprosterma perpectinata* (Dyar, 1905), ocorreu na área queimada. No entanto, 39,6% das espécies foram encontradas exclusivamente na área queimada. Algumas espécies parecem ser beneficiadas pelo fogo, como é o caso da *Fregela semiluna* (Walker, 1854) (Arctiidae), *Eloria subapicalis* (Walker, 1855) (Lymantriidae), *Stenalcidia* sp. (Geometridae), *Urodus* sp. (Urodidae) e *Platynota rostrana* (Walker, 1863) (Tortricidae).

Considerações finais

O fogo esporádico em áreas restritas do Cerrado pode ser fator renovador da vegetação (Medeiros e Miranda, 2005). O processo de rebrota pós-fogo representa alternativa para espécies de vários grupos sucessionais, por proporcionar a reocupação de sítios com maior rapidez. Vários estudos realizados em florestas tropicais e no cerrado têm demonstrado a importância da rebrota como mecanismo de regeneração pós-fogo de espécies arbustivas e arbóreas, o que atrai variado contingente de herbívoros em busca da nova forragem.

No Cerrado, a baixa frequência de plantas com lagartas (~ 10%) é característica comum e varia entre as plantas hospedeiras (Morais e Diniz, 2004; Price et al., 1995). O fogo acidental no cerrado aumentou a frequência de lagartas nas espécies de *Erythroxylum*. Isso pode ser relacionado ao fato de o fogo beneficiar a herbivoria, ao promover uma alta disponibilidade de recursos, resultante do aparecimento de plantas com muitas folhas novas produzidas de forma sincrônica.

O fogo provoca redução imediata no tamanho da população de lagartas devido à mortalidade. De fato, até um mês depois da queimada, não foram encontradas lagartas em *Erythroxylum* spp. No entanto, em todos os meses seguintes, a abundância de lagartas nessas espécies de plantas foi maior nas áreas perturbadas pelo fogo. Resultados similares já foram encontrados para algumas ordens de insetos, como Coleoptera, Hemiptera, Hymenoptera e Lepidoptera (adultos) no cerrado de Brasília. Entretanto, outros Hexapoda não insetos, como Collembola, diminuíram fortemente em abundância. O retorno à abundância pré-fogo depende da ordem do inseto considerado, variando de um período de 2 meses a mais de 13 meses após a ocorrência da queimada (Diniz, 1997). No caso das lagartas de Lepidoptera associadas às espécies de *Erythroxylum* apresentadas aqui, até 12 meses após a ocorrência do fogo, a abundância ainda não havia retornado aos valores compatíveis à abundância encontrada em áreas não queimadas.

A abundância e a riqueza de espécies de parasitoides não variaram entre as áreas. Portanto, pode-se inferir que a fauna de parasitoides responde de forma mais direta à oscilação na fauna de lagartas e não diretamente à ocorrência da queimada. Isso pode ser reforçado pelo fato de a proporção de parasitismo não variar entre as áreas, ou seja, se na área não queimada tem menor número de lagartas, consequentemente terá menor número de parasitoides, mantendo a proporcionalidade de ataques.

Os resultados obtidos (Lepesqueur, 2007) indicam fortemente que as queimadas acidentais esporádicas: (a) matam os ovos e as lagartas de primeiros ínstares até no primeiro mês pós-fogo; (b) aumentam a frequência de lagartas associadas às espécies de *Erythroxylum* do Cerrado; (c) aumentam a abundância e a riqueza de lagartas nessas plantas; (d) não afetam a fauna de parasitoides que atacam essas lagartas nem a proporção de lagartas parasitadas; (e) facilitam a ocorrência de algumas espécies e diminuem a de outras.

Pesquisas na mesma região com outro gênero de planta (*Byrsonima*) e com o mesmo segmento da fauna mostraram que quando o fogo no cerrado é bienal, durante a estação seca, os resultados são bastante diferentes (Higgins, 2007). Nesse caso, há redução drástica na abundância de lagartas nas áreas com queimadas prescritas, quando comparadas com áreas preservadas do fogo no cerrado de Brasília, e o efeito de queimadas frequentes na biomassa aérea da planta estudada é notável. Especialmente na parcela bienal tardia, os indivíduos de *B. coccolobifolia* são muito menores do que na área-controle, sem queima há mais de 30 anos.

Para os lepidópteros, as queimas frequentes tendem a diminuir sua riqueza e abundância, podendo causar a extinção local de algumas espécies (Swengel e Swengel, 2001). Os resultados encontrados nos estudos de lagartas em áreas de fogo prescrito no Cerrado corroboram outros previamente relatados de que o fogo reduz as populações de lagartas (Crawford e Harwood, 1964). No entanto, contradizem quando o fogo é acidental e esporádico porque esse, logo após a rebrota da vegetação, parece propiciar novos sítios de oviposição e de alimentação para as lagartas.

No caso das comunidades de formigas predadoras, as respostas à frequência e à época de queima não são tão claras (Maravalhas, dados não-publicados). Para esse grupo, as frequências de ocorrência e as riquezas de espécies não diferiram entre áreas de cerrado com fogo esporádico (controle) e com fogo bienal.

O breve resumo de resultados apresentados aqui confirma as respostas contraditórias de diferentes grupos de insetos ao fogo e os efeitos diferenciados da frequência e da época de queimadas em alguns grupos de insetos.

A utilização do fogo, como forma de manejo do Cerrado na manutenção ou no aumento da produção de alimento para mamíferos herbívoros, vem de longa data na pecuária extensiva brasileira. Essa utilização é sugerida para mamíferos silvestres no Parque Nacional das Emas (GO) e na Reserva Xavante (MT) (Prada, 2001, Silveira et al., 1999). A herbivoria por insetos é substancialmente maior em áreas queimadas do que em áreas adjacentes não-queimadas, talvez devido ao aumento da abundância desses herbívoros. No entanto, o efeito é dependente da extensão da área queimada. A herbivoria afeta a reprodução e a composição de espécies de plantas em áreas queimadas. Assim, o uso do fogo como ferramenta de manejo no Cerrado deve ser olhada com cautela, especialmente em paisagem fragmentada e periurbana, onde o risco de queimada é maior (Syphard et al., 2009).

Referências bibliográficas

- BOND, W. J.; KEELEY, J. E. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 20, p. 387-394, 2005.
- BROWN Jr, K. S. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect Conservation**, v. 1, p. 25-42, 1997.
- COSTA, A. N.; VASCONCELOS, H. L.; VIEIRA-NETO, E. H. M.; BRUNA, E. M. Do herbívoros exert top-down effects in Neotropical savannas? Estimates of biomass consumption by leaf-cutter ants. **Journal of Vegetation Science**, v. 19, p. 849-854, 2008.
- COUTINHO, L. M. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. In: GOLDAMMER, J. G. (Ed.). **Fire in the Tropical Biota - Ecosystem Processes and Global Challenges**. Berlin: Springer Verlag, 1990. p. 82-105. (Ecological Studies, v. 8A)
- CRAWFORD, C. S.; HARWOOD, R. F. Bionomics and control of insects affecting Washington grass seed fields. **Technical Bulletin Agriculture Experiment Station**, v. 44, p. 1-25, 1964.
- DI BELLA, C. M.; JOBBÁGY, E. G.; PARUELO, J. M.; PINNOCK, S. Continental fire density patterns in South América. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, p. 192-199, 2006.
- DINIZ, I. R. **Variação na abundância de insetos no Cerrado**: efeito das mudanças climáticas e do fogo. 1997. Tese (Doutorado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1997.
- DINIZ, I. R.; SCHMIDT, K.; BERNARDO, C. T. S.; CARREGARO, J. B.; DIAS, R. I. S. C.; GONÇALVES, C. L.; MENDONÇA, R. S.; OLIVEIRA, E.; PEIXOTO, J. C.; PIANTA, T. F.; REIS, R. S.; TAMEIRÃO, A.; MORAIS, H. C. Insetos minadores em *Roupala montana*: comparações entre Cerrado queimado e não-queimado. *Heringeriana*, v. 2, p. 47-52, 2008.
- FARJI-BRENER, A. G.; ILLES, A. E. Do leaf-cutting ant nests make 'bottom-up' gaps in neotropical rain forests?: a critical review of the evidence. **Ecology Letters**, v. 3, p. 219-227, 2000.
- FARJI-BRENER, A. G.; SILVA, J. Leaf-cutting ants and forest groves in a tropical parkland savanna of Venezuela: facilitated succession? **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, p. 651-669, 1995.
- FERRAZ-VICENTINI, K. R. F. **Análise palinológica de uma vereda em Cromínia-GO**. 1993. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1993.
- FRIZZO, T. L. M.; CAMPOS, R. I.; VASCONCELOS, H. L. Efeito do fogo sobre a riqueza e abundância de formigas em área de Cerrado no Brasil central. **Biológico**, v. 69, Supl. n. 2, p. 275-278, 2007.

- GHAZOUL, J. Impact of logging on the richness and diversity of forest butterflies in a tropical dry forest in Thailand. **Biodiversity and Conservation**, v. 11, p. 521-541, 2002.
- HAMMOND, P. C.; MILLER, J. C. Comparison of the biodiversity of Lepidoptera within three forested ecosystems. **Annals of the Entomological Society of America**, v. 91, p. 323-328, 1998.
- HIGGINS, B. F. **Fogo, fenologia foliar e a fauna de lagartas em *Byrsonima coccolobifolia* Kunth (Malpighiaceae)**. 2007. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.
- HOFFMANN, W. Direct and indirect effects of fire on radial growth of cerrado savanna trees. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, p. 137-142, 2002.
- JANZEN, D. H. Insect diversity of a Costa Rica dry forest: why keep it, and how? **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 30, p. 343-356, 1987.
- KNOECHELMANN, C.; MORAIS, H. C. Visitas de formigas (Hymenoptera, Formicidae) a nectários extraflorais de *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Cov. (Fabaceae, Mimosoideae) em área de Cerrado frequentemente queimado. **Revista Brasileira de Zootecências**, v. 10, p. 35-40, 2008.
- LEPESQUEUR, C. G. **Larvas de lepidoptera em duas espécies de *Erythroxylum* em Cerrado de Brasília, DF: fogo e fenologia foliar**. 2007. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.
- MARINI-FILHO, O. J. Distance-limited recolonization of burned cerrado by leaf-miners and galls in Central Brazil. **Environmental Entomology**, v. 29, p. 901-906, 2000.
- MARQUIS, R. J.; DINIZ, I. R.; MORAIS, H. C. Patterns and correlates of interspecific variation in foliar insect herbivory and pathogen attack in Brazilian cerrado. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, p. 127-148, 2001.
- MARQUIS, R. J.; DINIZ, I. R.; MORAIS, H. C. Interactions among cerrado plants and their herbivores: unique or typical? In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Ed.). **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. p. 306-328.
- MEDEIROS, M. B.; MIRANDA, H. S. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. **Acta Botanica Brasílica**, v. 19, p. 493-500, 2005.
- MIRANDA, H. S.; SATO, M. N.; ANDRADE, S. M. A.; HARIDASAN, M.; MORAIS, H. C. Queimadas de Cerrado: caracterização e impactos. In: AGUIAR, L. M. S.; CAMARGO, A. J. A. (Org.). **Cerrado: ecologia e caracterização**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2004. p. 69-123.
- MIYANISHI, K.; KELLMAN, M. The role of root nutrient reserves in regrowth of two savanna shrubs. **Canadian Journal of Botany**, v. 64, p. 1244-1348, 1986.
- MOORE, P. D. Burning issues in fire control. **Nature**, v. 325, p. 486, 1987.
- MORAIS, H. C. Nectários extra florais em barbatimão: comparação entre áreas de Cerrado queimado e não queimado. **Heringeriana**, v. 1, p. 55-59, 2007.
- MORAIS, H. C.; DINIZ, I. R. Herbívoros e herbivoria em Cerrado: lagartas como exemplo. In: AGUIAR, L. M. S.; CAMARGO, A. J. A. (Org.). **Cerrado: ecologia e caracterização**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2004. p. 159-175.
- MORAIS, H. C.; CABRAL, B. C.; MANGABEIRA, J. A.; DINIZ, I. R. *Stenoma cathosiota* Meyrick (Lepidoptera: Elachistidae) in the cerrado of Brasília: temporal and spatial variation of caterpillar abundance. **Neotropical Entomology**, v. 36, p. 843-847, 2007.

MORAIS, H. C.; DINIZ, I. R.; SILVA, D. M. S. Caterpillar seasonality in a central Brazilian cerrado. **Revista de Biologia Tropical**, v. 47, p. 1025-1033, 1999.

MORETTI, M.; BELLO, F.; ROBERTS, S. P. M.; POTTS, S. G. Taxonomical vs. functional responses of bee communities to fire in two contrasting climatic regions. **Journal of Animal Ecology**, v. 78, p. 98-108, 2009.

PINHEIRO, F.; DINIZ, I. R.; COELHO, D.; BANDEIRA, P. S. Seasonal pattern of insect abundance in the Brazilian cerrado. **Austral Ecology**, v. 27, p. 132-136, 2002.

PRADA, M. Effects of fire on the abundance of large mammalian herbivores in Mato Grosso, Brazil. **Mammalia**, v. 65, p. 55-61, 2001.

PRICE, P. W. Resource-driven terrestrial interaction webs. **Ecological Research**, v. 17, p. 241-247, 2002.

PRICE, P. W.; DINIZ, I. R.; MORAIS, H. C.; MARQUES, E. S. A. The abundance of insect herbivore species in the tropics: the high local richness of rare species. **Biotropica**, v. 27, p. 468-478, 1995.

RAMOS-NETO, M. B.; PIVELLO, V. R. Lightning fires in a Brazilian savanna National Park: rethinking management strategies. **Environmental Management**, v. 26, p. 675-684, 2000.

SAMWAYS, M. J. Insect conservation: a synthetic management approach. **Annual Review of Entomology**, v. 52, p. 465-487, 2007.

SCHOONHOVEN, L. M.; VAN LOON, J. J. A.; DICKE, M. **Insect-Plant Biology**. Oxford: Oxford University Press, 2005.

SEYFFARTH, J. A. S.; CALOURO, A. M.; PRICE, P. W. Leaf rollers in *Ouratea hexasperma* (Ochnaceae): fire effect and the plant vigor hypothesis. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 56, p. 135-137, 1996.

SILVA, G. T.; SATO, M. N.; MIRANDA, H. S. Mortalidade de plantas lenhosas em campo sujo submetido a queimadas prescritas. In: MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; DIAS, B. F. S. (Org.). **Impactos das queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília: ECL/UnB, 1996a. p. 93-101.

SILVA, G. T.; SATO, M. N.; MIRANDA, H. S.; FURTADO, D. A. Mortalidade de plantas lenhosas em campo sujo submetido a queimadas prescritas. In: PEREIRA, R. C.; NASSER, L. C. B. (Ed.). **Anais do VIII Simpósio sobre o Cerrado**. Planaltina: Embrapa/CPAC, 1996b. p. 204-207.

SILVEIRA, L.; RODRIGUES, F. H. G.; JÁCOMO, A. T. A.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, Central Brazil. **Oryx**, v. 33, p. 108-114, 1999.

SOUSA-SOUTO, L.; SCHOEREDER, J. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. Leaf-cutting ants, seasonal burning and nutrient distribution in Cerrado vegetation. **Austral Ecology**, v. 32, p. 758-765, 2007.

STORK, N. E. Insect diversity: facts, fiction and speculation. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 35, p. 321-337, 1991.

STRONG, D. R.; LAWTON, J. H.; SOUTHWOOD, R. **Insects on Plants: Community Patterns and Mechanisms**. Cambridge: Harvard University Press, 1984.

SYPHARD, A. D.; RADELOFF, V. C.; HAWBAKER, T. J.; STEWART, S. I. Conservation threats due to human-caused increases in fire frequency in Mediterranean-climate ecosystems. **Conservation Biology**, v. 23, p. 758-769, 2009.

SWENGEL, A. B.; SWENGEL, S. R. Effects of prairie and barrens management on butterfly faunal composition. **Biodiversity and Conservation**, v. 10, p. 1757-1785, 2001.

URBAS, P.; ARAÚJO, M. V.; LEAL, I. R.; WIRTH, R. Cutting more from cut forests: edge effects on foraging and herbivory of leaf-cutting ants in Brazil. **Biotropica**, v. 39, p. 489-495, 2007.

VIANA, G. M. S.; CARVALHO, S. H. C.; CONSTANTINO, R. Efeito do fogo sobre cupins subterrâneos (Isoptera) no Cerrado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 25., Brasília, DF. **Resumos...** Disponível em: <www.unb.br/ib/zoo/CBZ/lista-resumos.html2004>.

VIEIRA, E. M.; ANDRADE, I.; PRICE, P. W. Fire effects on a *Palicourea rigida* (Rubiaceae) gall midge: a test of the plant vigor hypothesis. **Biotropica**, v. 28, p. 210-217, 1996.

WARREN, S. D., SCIFRES, C. J.; TEEL, P. D. Response of grassland arthropods to burning: a review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 19, p. 105-130, 1987.

WHELAN, R. J. **The Ecology of Fire**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

10 - Efeito do fogo na fauna de mamíferos do Cerrado

Raimundo Paulo B. Henriques

Introdução

O bioma Cerrado apresenta queimadas recorrentes a intervalos de 2 a 3 anos em média (Eiten, 1972), mas, recentemente, essa frequência aumentou consideravelmente devido às atividades humanas (Ramos-Neto e Pivello, 2000; Medeiros e Fiedler, 2004; Fiedler et al., 2006). Vários estudos têm indicado que as queimadas têm efeito drástico nas plantas, alterando a estrutura e a fisionomia da vegetação, a dinâmica das populações, a composição e a diversidade de espécies de plantas (Hoffmann e Moreira, 2002; Miranda et al., 2002; Henriques, 2005).

A fauna é fortemente influenciada pelos efeitos diretos (altas temperaturas) e indiretos (alteração da vegetação) das queimadas. Pela modificação da vegetação, os animais podem sofrer diferentes alterações no seu modo de vida, incluindo mudanças no indivíduo (peso), na população e na composição da comunidade, que podem continuar muito tempo depois do fogo ter ocorrido (Whelan, 1995). Embora o Cerrado tenha uma fauna pobre de grandes vertebrados ungulados, apresenta a fauna de mamíferos de savana mais rica em espécies do mundo (Myers et al., 2000), portanto, para a conservação dessa biodiversidade, é fundamental entender como ela responde aos impactos provocados pelas queimadas e a forma que usa o fogo como instrumento de manutenção da biodiversidade. No entanto, o conhecimento sobre os efeitos das queimadas na fauna ainda é reduzido. A maior parte dos estudos foi realizada para os mamíferos da fisionomia de Cerrado *sensu stricto*. No entanto, uma série de outros tipos fisionômicos de vegetação encontrada no Cerrado continua sem nenhuma informação quanto à resposta da fauna ao fogo (Mata de Galeria, Florestas Sazonais, Veredas).

Os métodos utilizados no estudo da fauna foram baseados em três abordagens diferentes: a primeira utiliza uma comparação longitudinal (ou diacrônico, Whelan, 1995), analisando, ao longo do tempo, através de um desenho experimental sem controle, a comparação da resposta dos componentes da fauna antes e depois do fogo (amostragem pré e pós-fogo). Uma variante mais adequada dessa abordagem incorpora uma área-controle sem queimada (sítio queimado e controle) (Borchert e Hansen, 1983; Henriques et al., 2000). Existe uma necessidade urgente de mais estudos desse tipo, utilizando um cuidadoso planejamento experimental. A segunda abordagem (estudos sincrônicos) é utilizada para a verificação de modificações nas populações ao longo de grandes períodos de tempo (amostragem sucessional), utilizando uma série de sítios com idades diferentes de queimadas (Henriques et al., 2006; Briani et al., 2004).

Neste capítulo, são revistos os principais impactos causados pelas queimadas em mamíferos do Cerrado, especificamente a discussão dos seus efeitos nos seguintes tópicos: (1) história de vida; (2) variação populacional; (3) efeitos nas comunidades; e (4) recomendações para o uso do fogo no manejo e na conservação da fauna no Cerrado.

Efeitos diretos do fogo na fauna

A mortalidade é o efeito mais óbvio da queimada na fauna. Nos estudos realizados até esta revisão, não foi registrada a morte de pequenos mamíferos após o fogo no Cerrado (Henriques et al., 2000; Vieira, 1999; Vieira e Marinho-Filho, 1998), mas a morte de mamíferos de grande porte foi relatada por Silveira et al. (1999) após um grande incêndio que queimou 97% da área do Parque Nacional de Emas (GO) em 1994. Neste estudo, foi registrada a morte de tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), tatu-canastra (*Priodontes maximus*), anta (*Tapirus terrestris*), veado-campeiro (*Ozotocerus besoarticus*), cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) e lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*). Para o tamanduá-bandeira, uma análise mais detalhada no mesmo estudo estimou a morte de aproximadamente 800 animais em todo o parque. No entanto, o erro associado com essa estimativa foi muito grande. A razão do valor da maior para a menor densidade, estimada por um erro-padrão da média, foi de seis vezes, indicando grande variância. O valor mais conservador de 332 indivíduos, proposto pelos autores, parece mais realista para o número total de indivíduos mortos. O tamanho da população estimada até 2 meses após o fogo foi de 43 indivíduos (a estimativa inferior foi de 19 indivíduos) (Silveira et al., 1999). Supondo que esses indivíduos sejam sobreviventes da queimada e adicionando esse número ao total de indivíduos mortos pelo fogo, teríamos uma população, antes do fogo, de 375 indivíduos e a taxa de mortalidade da população pelo fogo seria de 89% (332/375). Desde que uma parte dos indivíduos encontrados após o fogo foi considerada como imigrante de áreas do entorno do parque (Silveira et al., 1999), o que inflaria essa estimativa, usando o limite inferior (19) para os sobreviventes, a taxa de mortalidade seria de 95% (332/351). Fazendo a mesma estimativa – de uma densidade para antes do fogo de 0,23 indivíduos/km² (Collevatti et al., 2007), teríamos uma população de 303 indivíduos, um pouco inferior ao número estimado de indivíduos mortos (332) durante o fogo (-10%), mas dentro das estimativas populacionais sem correção de vício ($\pm 20\%$), usando o método de transeções (Chen, 1999). Esses três cenários apontam que em incêndios de grandes proporções, como os relatados, a mortalidade de tamanduá-bandeira pode alcançar entre 89% e 100% da população. O tipo da cobertura de pelos do tamanduá (denso e comprido), junto com a sua limitada capacidade de locomoção (pernas curtas e incapazes de saltar), ajudam a explicar sua grande vulnerabilidade ao fogo. Embora em menor proporção, esse impacto também pode ser estendido para outras espécies de grandes mamíferos.

Efeito do fogo na história de vida

O registro mais antigo da ocorrência do fogo no Cerrado data de 47.000 anos (Ferraz-Vicentini, 1993), mas é provável que já estivesse presente bem antes dessa data uma vez que os incêndios podem ter se tornados significativos com o aparecimento das gramíneas C4 há 10 milhões de anos (Bowman et al., 2009). A julgar pelas inúmeras características adaptativas observadas atualmente nas plantas para sobreviver às queimadas de Cerrado (Hoffmann et al., 2009), de modo semelhante poderíamos esperar adaptações para a fauna de mamíferos. Para outras áreas sujeitas a queimadas frequentes, como as florestas de eucaliptos na Austrália e nas savanas temperadas do Arizona, foram detectados mecanismos especializados permitindo a sobrevivência de espécies de pequenos mamíferos após o fogo (Bock e Bock, 1978). Desde que os indivíduos sobrevivam à morte direta pelo fogo, o principal fator limitante de sua sobrevivência é a redução na oferta de alimento, principalmente para as espécies herbívoras, devido à eliminação de parte significativa da vegetação com a queimada. Uma adaptação a ser esperada entre os pequenos mamíferos nessas circunstâncias seria a tolerância a um período mais longo de inanição, quando comparado com seus pares cogenéricos em habitats livres de fogo (Whelan, 1995). Algumas espécies sobrevivem após o fogo por um período mais longo de inanição até que as fontes de alimento apareçam (brotos de gramíneas) ou usando recursos alternativos como os fungos. O efeito direto da inanição é a redução no peso dos

indivíduos (Newsome et al., 1975). Esse efeito também pode ser observado na redução da reprodução (Keith e Surrendi, 1971), diminuindo o tamanho da população após o fogo.

O fogo no Cerrado pode favorecer como desfavorecer as espécies presentes na comunidade. Henriques et al. (2000) observaram que após o fogo o peso de *Calomys expulsus* (= *Calomys callosus*) aumentou, enquanto o de *Calomys tener* e *Cerradomys schotti* (= *Oryzomys subflavus*) diminuiu, quando comparado com o período anterior ao fogo, na mesma área (Figura 1), e quando comparado com as áreas-controle que não sofreram queimadas no mesmo período (Figura 2).

Esses resultados mostram que após o fogo *Calomys expulsus* aumentou o peso médio em 33%, quando comparado com o seu valor anterior na mesma área, e 63% quando comparado com o de indivíduos no mesmo período, na área-controle sem queima. De modo oposto, *Calomys tener* diminuiu 16% o peso médio em relação à porcentagem anterior ao fogo e 15% se comparado aos indivíduos de uma área-controle no mesmo período.

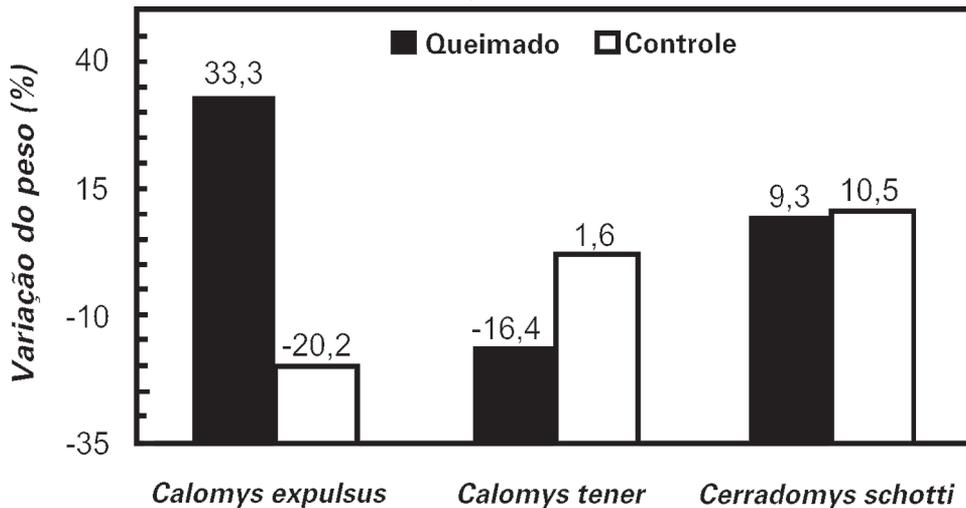


Figura 1. Variação do peso médio de roedores em relação ao peso anterior em área de cerrado submetida à queima e outra área-controle. Modificado de Henriques et al. (2000).

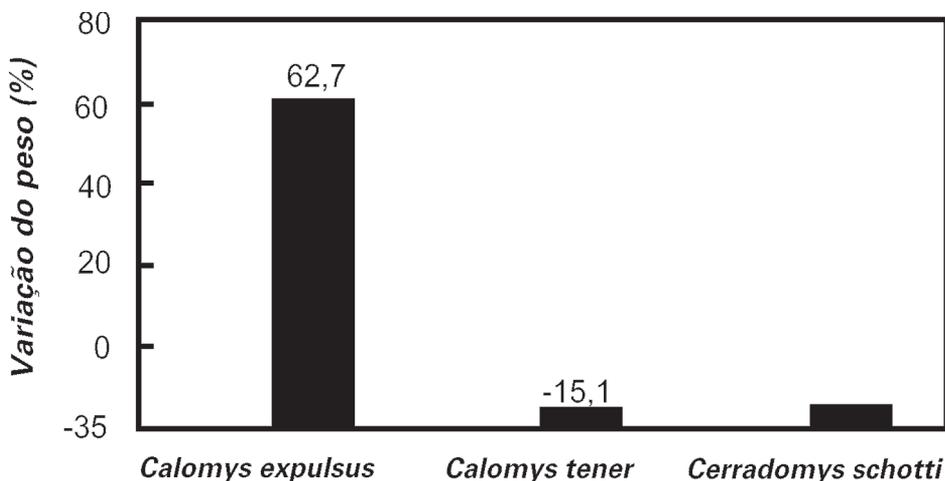


Figura 2. Variação do peso médio de roedores em relação ao peso de uma área queimada de cerrado em relação a uma área-controle (sem queima) no mesmo período. Modificado de Henriques et al. (2000).

Uma possível explicação para a variação no peso dessas espécies pode ser atribuída à maior demanda energética de *Calomys tener* quando comparada com a de *Calomys expulsus*, desde que essas duas espécies apresentem dieta semelhante. A dieta de *Calomys tener* e *Calomys expulsus* (= *Calomys callosus*) é composta principalmente de folhas/caules de gramíneas (~40%) e não gramíneas (~20%), artrópodes (~30%) e sementes (~10%) (Briani, 2001; Santos, comunicação pessoal). Após a queimada, a disponibilidade de folhas e de talos vegetais verdes ao nível do solo praticamente desaparece e o recurso alternativo são os insetos, que aumentam drasticamente em abundância nas primeiras semanas após o fogo (Diniz, 1997). A proporção desses itens na dieta dessas espécies é consideravelmente maior em relação à que ocorria antes do fogo (Briani, 2001). Outro aspecto a ser considerado é o maior tamanho do corpo de *Calomys expulsus*, quando comparado com *Calomys tener* (24 g vs. 13 g, respectivamente). Essa diferença implica em demanda energética 36% maior para *Calomys tener* do que para *Calomys expulsus*, desde que a Taxa Metabólica Diária Média (TMDM), que é uma medida do consumo diário de energia, aumente com o inverso da massa (M) corporal (TMDM = $3,1M^{-0,5}$ em kcal g⁻¹ dia⁻¹; Delany, 1982). Isso implica que, por unidade de massa corporal, *Calomys tener* teria que ingerir mais alimento para repor a energia necessária para a sua manutenção do que *Calomys expulsus*. Entretanto, menor gasto energético de *Calomys expulsus*, apenas, não explica o seu aumento de peso logo depois da queimada. As análises da sua dieta nesse período revelaram a mesma composição, com uma proporção maior de artrópodes. Uma possibilidade seria o alto coeficiente de assimilação/consumo comparado com o de *Calomys tener* ou o uso de um alimento alternativo não detectado nas análises de dieta.

Cerradomys schotti também apresentou diminuição de 9% em relação ao peso anterior e de 15% em relação aos indivíduos na área-controle no mesmo período (Figuras 1 e 2). Essa diminuição pode estar relacionada a sua maior dependência de recursos vegetais, pois sua dieta é composta principalmente de folhas/caules de gramíneas e não-gramíneas (>70%), artrópodes (~20%) e sementes (~10%), sendo também relatado o consumo de frutas (Briani e Guimarães Junior, 2007; Vieira, 2003). Com exceção dos insetos, como mencionado, os recursos vegetais são reduzidos drasticamente após o fogo. Foi registrado, também, que em áreas queimadas essa espécie apresenta maior proporção de artrópodes na sua dieta (Briani, 2001), por causa da sua demanda energética, avaliada usando a equação de TMDM, apresentada acima, resultando em valor 44% menor por unidade de massa corporal, quando comparado com *Calomys tener*. A oferta de alimentos pode não ser suficiente para suprir a necessidade de um animal maior (~100g) e/ou o seu coeficiente de assimilação/consumo para insetos pode ser menor do que para os recursos vegetais. Apenas futuros estudos poderão esclarecer essas hipóteses.

Outra característica da história de vida que pode ser alterada pelo fogo é o padrão de uso do habitat. Comparando áreas de cerrado queimadas com áreas-controle, Henriques et al. (2000) observaram que *Calomys tener* foi significativamente ($p < 0,05$) mais frequente nas áreas não queimadas do que nas queimadas, o que é consistente com a diminuição de peso em áreas queimadas, como relatado antes. O padrão do uso do habitat foi oposto em *Cerradomys schotti* (= *Oryzomys subflavus*), mas essa diferença não foi significativa. Foi sugerido também que logo após o fogo (2-4 meses), o aumento da produção de sementes de gramíneas pode estimular a reprodução de *Necromys lasiurus* (= *Zygodontomys lasiurus*) (Borchert e Hansen, 1983).

Variação populacional

Os pequenos mamíferos do Cerrado apresentam uma grande variação na resposta às queimadas, como indicado na Tabela 1. Nos locais onde existem resultados confiáveis sobre o comportamento populacional, de um total de dez espécies de pequenos mamíferos, sete têm incremento populacional, cinco apresentam diminuição e em seis os resultados não são conclusivos. A soma dessas categorias é maior do que dez espécies, porque o comportamento de algumas espécies

foi diferente entre estudos. A espécie que apresentou maior número de congruência no comportamento populacional, entre os diferentes estudos, foi *Calomys expulsus*. Foi registrado para essa espécie aumento populacional de quatro a seis vezes, em relação ao tamanho da população antes do fogo e também em comparação com sítios-controle não queimados (Henriques et al., 2000; Vieira, 1999), indicando que essa é uma espécie que se beneficia das queimadas, possivelmente pelos atributos da história de vida discutidos antes. Outras espécies que aumentaram logo após o fogo (< 6 meses) foram: *Thalpomys cerradensis* e *Thylamys velutinus*. Essa última espécie é insetívora, o que explicaria o seu aumento populacional logo após o fogo (Vieira e Palma, 1996), quando o principal recurso disponível são insetos, como já discutido.

Tabela 1. Levantamento da resposta de pequenos mamíferos ao fogo no Cerrado.

Espécie	Método de estudo	Resposta da população*			Referência
		IN	AU	DI	
<i>Necomys lasiurus</i> (= <i>Bolomys lasiurus</i>)	Sítio queimado e controle		X		1
<i>Necomys lasiurus</i> (= <i>Bolomys lasiurus</i>)	Amostragem pré e pós-fogo			X	3
<i>Necomys lasiurus</i> (= <i>Bolomys lasiurus</i>)	Amostragem pré e pós-fogo	X			7, 6
<i>Necomys lasiurus</i> (= <i>Bolomys lasiurus</i>)	Amostragem sucessional		X		2, 5
<i>Calomys expulsus</i> (= <i>Calomys laucha</i>)	Amostragem pré e pós-fogo			X	3
<i>Calomys expulsus</i> (= <i>Calomys callosus</i>)	Amostragem pré e pós-fogo		X		6
<i>Calomys expulsus</i> (= <i>Calomys callosus</i>)	Amostragem sucessional		X		2, 5
<i>Calomys expulsus</i> (= <i>Calomys callosus</i>)	Sítio queimado e controle		X		4
<i>Calomys tener</i>	Amostragem pré e pós-fogo	X			6
<i>Calomys tener</i>	Sítio queimado e controle			X	4
<i>Calomys tener</i>	Amostragem sucessional			X	2, 5
<i>Cavia aperea</i>	Amostragem pré e pós-fogo	X			3
<i>Cerradomys schotti</i> (= <i>Oryzomys subflavus</i>)	Amostragem sucessional	X			2, 5
<i>Cerradomys schotti</i> (= <i>Oryzomys subflavus</i>)	Sítio queimado e controle		X		4
<i>Cerradomys schotti</i> (= <i>Oryzomys subflavus</i>)	Amostragem pré e pós-fogo			X	2
<i>Cerradomys schotti</i> (= <i>Oryzomys subflavus</i>)	Amostragem pré e pós-fogo		X?		6
<i>Olygoryzomys fornesi</i> (= <i>Olygoryzomys microtis</i>)	Amostragem pré e pós-fogo	X			3
<i>Oxymycterus delator</i> (= <i>Oxymycterus roberti</i>)	Amostragem pré e pós-fogo	X			3
<i>Oxymycterus delator</i> (= <i>Oxymycterus roberti</i>)	Amostragem pré e pós-fogo		X	X	1, 7
<i>Thalpomys cerradensis</i>	Amostragem pré e pós-fogo		X		6
<i>Thalpomys cerradensis</i>	Amostragem sucessional		X		2, 5
<i>Thylamys velutinus</i>	Amostragem sucessional		X		2, 5

* IN: Inconclusivo; AU: Aumento da população; DI: Diminuição da população.

**1-Borchert e Hansen (1983), 2-Briani et al. (2004), 3-Gettinger e Ernest (1995), 4-Henriques et al. (2000), 5-Henriques et al. (2006), 6-Vieira (1999), 7-Vieira e Marinho-Filho (1997).

Para outras espécies, as informações atuais não permitem uma conclusão definitiva e são necessários mais estudos para verificar se respondem negativa ou positivamente ao fogo. Por exemplo, *Calomys tener* apresentou, depois do fogo, um decréscimo significativo no peso, mas alguns estudos indicam que sua população aumenta após o fogo (Henriques et al., 2006; Briani et al., 2004; Henriques et al., 2000).

As Matas de Galeria são áreas raramente queimadas durante incêndios no Cerrado. Alho et al. (1986) propuseram que elas poderiam servir como refúgio para a fauna de pequenos mamíferos durante e/ou depois das queimadas. Em estudo do efeito de queimada no deslocamento de pequenos mamíferos para áreas de Mata de Galeria, não foram encontradas evidências que corroborassem essa hipótese (Vieira e Marinho-Filho, 1997), no entanto, a abundância de pequenos mamíferos aumentou nas áreas próximas que não queimaram. Embora sem evidências, não podemos descartar a possibilidade de refúgio para a fauna de mamíferos de médio e grande portes. Em outro estudo, foi observado que áreas de vegetação mais densa de cerrado não queimado, inseridas em áreas completamente queimadas, podem servir de refúgio para a fauna (Henriques et al., 2000).

Efeito nas comunidades

Estudos anteriores em outras comunidades de pequenos mamíferos mostraram que o fogo altera de forma significativa a composição e a diversidade de espécies nas comunidades (Whelan, 1995). As alterações nas comunidades ocorrem através de duas maneiras: (1) modificações na cobertura da vegetação e (2) variação na abundância das populações, como apresentado na seção anterior. Um estudo realizado por Vieira (1999) não encontrou variação significativa na riqueza e na diversidade de espécies, entre períodos pré e pós-fogo, em duas áreas de cerrado no Distrito Federal.

Com um número relativamente reduzido de espécies, os pequenos mamíferos limitam a observação de variações na diversidade de espécies, quando comparados com outros grupos como as aves. Um modo de permitir comparações mais robustas pode ser obtido usando a técnica de rarefação (Hulbert, 1971), como recomendado por Gotelli e Cowell (2001). Na Figura 3 é apresentada uma análise, com base nos dados de Vieira (1999), comparando a riqueza de espécies de pequenos mamíferos em duas áreas de cerrado que utilizam essa técnica. Uma área tinha uma política de manejo baseada em estrita proteção contra o fogo – localizada na Reserva Ecológica do IBGE (DF) que, até o estudo, estava protegida por 18 anos de queimadas – a outra, sem essa política de manejo e sujeita a queimadas frequentes (intervalos de 1 a 3 anos), localizada no Jardim Botânico de Brasília. Os resultados da análise indicam que o regime de queima frequente diminui o número de espécies quando comparado com uma área sem queima. Outra análise do mesmo tipo, baseada apenas em uma única queimada, aponta para o mesmo resultado (Henriques, dados não publicados).

Em contraste com os resultados anteriores, nenhuma diferença significativa foi encontrada entre áreas queimadas e não queimadas, em grandes extensões (> 150.000 ha) de cerrado em Mato Grosso, na abundância dos seguintes grandes mamíferos (Prada e Marinho-Filho, 2004, Prada, 2001): anta (*Tapirus terrestris*), cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*), veado-campeiro (*Ozotocerus bezoarticus*), tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), tatu-canastra (*Priodontes maximus*) e tatupeba (*Euphractus sexinctus*).

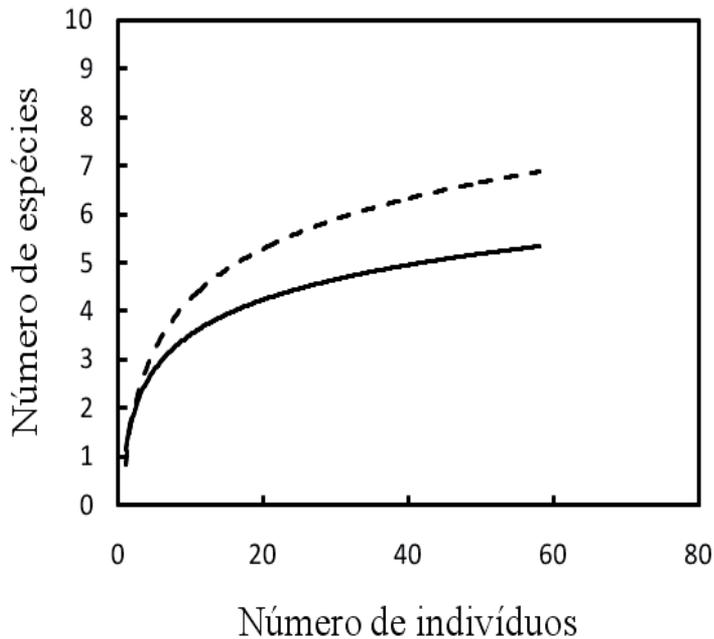


Figura 3. Efeito do fogo no número de espécies de pequenos mamíferos determinados por rarefação, em duas áreas de cerrado sujeitas a diferentes regimes de queima. A área protegida do fogo (18 anos) estava localizada na Reserva Ecológica do IBGE (linha tracejada) e a área sem proteção contra o fogo (intervalos de 1 a 3 anos) no Jardim Botânico de Brasília (linha contínua). Os resultados foram baseados nos dados de Vieira (1999), utilizando o programa EcoSim 7.0 (Gotelli e Entsminger, 2001).

O resultado para tamanduá-bandeira contrasta com os obtidos por Silveira et al. (1999), que registrou alta mortalidade para o tamanduá-bandeira, após um grande incêndio (> 100.000 ha) no Parque Nacional das Emas (GO). No estudo de Mato Grosso, a abundância das populações foi inferida a partir de rastros de pegadas, mas embora cuidadoso critério de identificação e controle tenha sido empregado pelos autores, essa técnica está sujeita a certo vício. O mais importante é a identificação de pegadas – se do mesmo indivíduo ou de indivíduos diferentes.

A maior abundância de uma população pode ser o resultado do repetido deslocamento do mesmo animal na área. Além disso, os incêndios podem diferir na intensidade e na extensão, em função da biomassa de combustível armazenada na vegetação e do grau de heterogeneidade determinado pela maior proporção de áreas para as quais o fogo tem dificuldade em penetrar (Matas de Galeria). Essa variação, junto com o comportamento dos animais (animais saltadores, fossoriais ou não) pode afetar a resposta da fauna entre áreas e entre espécies, de modo diferente.

Algumas espécies de grandes mamíferos parecem que se beneficiam do fogo, como o veado-campeiro (*Ozotocerus bezoarticus*), que é frequentemente registrado pastando os brotos de gramíneas que se recuperam imediatamente após o fogo (Henriques, observação pessoal). Essa espécie também tem a sua reprodução coincidindo com o período logo após as queimadas naturais que ocorrem no Cerrado (agosto - dezembro) (Merino et al., 1997). O mesmo foi observado para *Necomys lasiurus* (= *Zygodontomys lasiurus*), para uma área de campo, por Borchert e Hansen (1983), sugerindo que elas podem utilizar as áreas onde vegetação tenra cresce logo após o fogo ou que houve aumento na produção de sementes.

Considerações finais: recomendações para o uso do fogo no manejo e conservação da fauna no Cerrado

O fogo é um agente que ocorre provavelmente desde o aparecimento do bioma Cerrado, há alguns milhões de anos. Do mesmo modo que as plantas desenvolveram adaptações para a maior frequência desse fator, em comparação com a Floresta Amazônica e a Floresta Atlântica (Hoffmann et al., 2009), a fauna também pode apresentar alguns mecanismos para sobreviver aos seus efeitos diretos e indiretos (comportamento fossorial em tatus, inanição relativa maior) e, em alguns casos, se beneficiar dele (*Calomys expulsus*, *Ozotocerus bezoarticus*). Porém, a resposta da fauna não é homogênea e difere entre as espécies e entre os tipos fito-fisionômicos da vegetação, por isso, não podemos aplicar o fogo de modo uniforme no Cerrado. Devemos considerar, também, que o fogo não tem o mesmo impacto sobre a fauna, em função da frequência de ocorrência, época, tamanho da área afetada, presença ou não de refúgios para a fauna, entre outros fatores.

Embora as informações que dispomos sejam ainda limitadas, os resultados disponíveis já permitem, embora com cautela, o seu emprego no manejo da fauna, sendo essa, hoje, uma necessidade urgente nas áreas de conservação para auxiliar na manutenção da biodiversidade. No entanto, existem alguns aspectos que devem ser considerados ao se empregar o fogo como instrumento de manejo da fauna no Cerrado. O primeiro é o objetivo, por exemplo, visando alterar a qualidade do alimento (brotos de gramíneas são mais nutritivos do que plantas adultas, ou acelerar a produção de sementes, que ocorre nas gramíneas logo após o fogo (Parron e Hay, 1997) para espécies granívoras) e a estrutura do habitat em termos de cobertura da vegetação (exposição ou proteção contra predadores). O segundo diz respeito à escolha do grupo-alvo faunístico, que pode ser definido por guilda trófica (pastadores, onívoros, frugívoros e carnívoros), guilda de habitat (tipo de vegetação do Cerrado), guilda de locomoção (terrestres, fossoriais e arborícolas), ou por populações específicas definidas pela espécie. Definidos os objetivos, deve ser planejada a técnica de queimada, que deve incluir os seguintes componentes:

1 - Frequência: não existem informações sobre os efeitos da frequência do fogo na fauna, mas os resultados apresentados na Figura 2 sugerem que em uma frequência de 1 a 3 anos em áreas de Cerrado *sensu stricto* pode diminuir a riqueza de pequenos mamíferos. O principal efeito do número de queimadas nas populações animais, do mesmo modo que observado nas plantas, é a alteração na taxa de crescimento populacional. Populações com altas taxas de crescimento, como os pequenos mamíferos (PM), podem se recuperar em período de tempo curto quando comparado com mamíferos de médio e grande portes (MMGP), que apresentam baixas taxas de crescimento populacional. A frequência de queima pode ser maior (intervalo mais curto) nos PM do que nos MMGP. Na ausência de informações sobre a resposta da fauna de mamíferos a essa variável, a indicação mais adequada deve utilizar a informação disponível para as plantas, supondo certa convergência entre fauna e flora, em resposta à frequência de queima no Cerrado. Além dessa fonte, podemos usar a experiência, provavelmente milenar, da prática de queimada usada pelos índios Xavante no manejo de fauna (Prada, 2001) no Cerrado, que apresenta surpreendente semelhança com os dados para vegetação, se usarmos os dados para as formas de vida predominantes na fitofisionomia (ervas, arbustos e árvores) (Hoffmann, 1999). Esses resultados indicam que para a fauna de médio e grande portes, os índios queimam as áreas de campo (Campo Limpo e Campo Sujo) em um intervalo de 1 a 2 anos, e as áreas de Cerrado *sensu stricto* de 3 a 4 anos (Prada, 2001). Esses resultados são consistentes com os resultados de Meireles e Henriques (1992)

para Campo Sujo, que encontraram recuperação da biomassa de áreas queimadas em período menor que 1 ano. Usando os dados para manter positiva a taxa de crescimento populacional das formas de vida dominante (arbustos e árvores), para as áreas de Cerrado *sensu stricto*, o intervalo seria de 3 a 9 anos. Para as fitofisionomias florestais, como o Cerradão, o intervalo de queima deve ser maior do que 9 anos ou totalmente protegido, baseado no estudo de Moreira (2000), que não encontrou espécies de plantas características que fossem indiferentes ou que respondessem positivamente ao fogo, além da presença de espécies de pequenos mamíferos arborícolas.

2 - Período de queima: as queimadas ocorrem ao longo do período de seca, que pode ter uma duração de até 6 meses. A sua ocorrência pode ser no início (precoce), no meio (modal) ou no fim da estação (tardia) e vai ter impactos diferentes na fauna. O período seco é um período de escassez de recursos vegetais (pasto verde e frutos) (Meireles e Henriques, 1992; Silberbauer-Gottsberger, 2001) e insetos (Pinheiro et al., 2002), isso implica que uma queimada no início da seca vai ter impacto sobre a fauna maior do que no final da seca. Principalmente pelo fato de a vegetação só iniciar um desenvolvimento vigoroso com as chuvas. Supondo um ajustamento adaptativo da fauna à época do fogo e desde que as queimadas naturais ocorram no início das chuvas (Ramos-Neto e Pivello, 2000; Medeiros e Fiedler, 2004), seria recomendável que as queimadas fossem tardias.

3 - Tamanho da área: supondo um ajustamento adaptativo da fauna às queimadas naturais, como assinalado anteriormente, o tamanho das áreas devem ser baseados nas queimadas naturais. Além disso, a área a ser queimada deve variar com o tipo fisionômico (maior em vegetação aberta: Campo Limpo e Campo Sujo, e menor na vegetação fechada: Cerrado *sensu stricto*), pelas razões já discutidas. As informações sobre a extensão das áreas queimadas naturalmente no período tardio sugerem um tamanho que pode variar de 1.000 ha a 10.000 ha (Ramos-Neto e Pivello, 2000; Medeiros e Fiedler, 2004), mas apenas 13% alcançavam de 5.000 ha a 10.000 ha (Medeiros e Fiedler, 2004).

4 - Rotação: a alternância de queimadas, entre as áreas de um mesmo tipo de vegetação, que necessita do fogo em intervalo de tempo. Essa rotação deve se basear nos critérios (1), (2) e (3) apresentados, de modo a manter um ciclo de queimada regular na área.

5 - Áreas de refúgio: fragmentos de vegetação protegida do fogo, que vão servir de refúgio para a fauna, e que devem ser incluídos em áreas maiores a serem queimadas. A área-refúgio não deve ser inferior à metade da área do habitat a ser queimado, quando seu tamanho for definido por (3). Em função de (4) as áreas de refúgio podem ser desconsideradas. Devem ser protegidas do fogo áreas ocupadas por outras fitofisionomias como as Veredas, as Matas de Galeria e o Cerradão, quando ocuparem pequena área.

Referências bibliográficas

- ALHO, C. J. R.; PEREIRA, L. A.; PAULA, A. C. Patterns of habitat utilization by small mammal populations in cerrado of Central Brazil. **Mammalia**, v. 50, p.47-460, 1986.
- BOCK, J. H.; BOCK, C. E. A study of the effects of grassland fires at the research ranch in southeastern Arizona. **Arizona Academy of Science**, v.11, p.49-57, 1978.
- BORCHERT, M.; HANSEN, R. L. Effects of flooding and wildfire on valley side wet campo rodents in central Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v.43, p.229-240, 1983.

BOWMAN, D. M. J. S.; BALCH, J. K.; ARTAXO, P.; BOND, W. J.; CARLSOM, J. M.; COCHRANE, M. A.; D'ANTONIO, C. M. D.; DEFRIES, R. S.; DOYLE, J. C.; HARISON, S. P.; JOHNSON, F. H.; KEELEY, J. E.; KRAWCHUK, M. A.; KULL, C. A.; MARSTON, J. B.; MORITZ, M. A.; PRENTICE, I. C.; ROOS, C. I.; SCOTT, A. C.; SWETNAM, T. W.; WERF, G. R.; PYNE, S. J. Fire in the earth system. **Science**, v. 324, p. 481-484, 2009.

BRIANI, D. C. **Efeito a curto prazo do fogo em comunidades de pequenos mamíferos de cerrado do Brasil Central**: abundância das espécies e hábitos alimentares. 2001. Dissertação (Mestrado) - Centro de Estudos Ambientais, Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2001.

BRIANI, D. C.; GUIMARÃES JUNIOR, P. R. Seed predation and fruit damage of *Solanum lycocarpum* (Solanaceae) by *Oryzomys scotti* (Rodentia: Muridae) in the cerrado of central Brazil. **Acta Oecologica**, v. 31, p. 8-12, 2007.

BRIANI, D. C.; PALMA, A. R. T.; VIEIRA, E. M.; HENRIQUES, R. P. B. Post-fire succession of small mammals in the cerrado of Central Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v.13, p.1023-1037, 2004.

CHEN, S. X. Measurement errors in line transect surveys. **Biometrics**, v.54, p.899-908, 1998.

COLLEVATTI, R. G.; LEITE, K. C. E.; MIRANDA, G. H. B.; RODRIGUES, F. H. G. Evidence of high inbreeding in a population of the endangered giant anteater, *Myrmecophaga tridactyla* (Myrmecophagidae), from Emas National Parque, Brazil. **Genetics and Molecular Biology**, v.30, p.112-120, 2007.

DINIZ, I. R. **Variação na abundância de insetos no cerrado**: efeito das mudanças climáticas e do fogo. 1997. Dissertação (Doutorado) - Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.

DELANY, M. J. **Mammal ecology**. Glasgow: Chapman & Hall, 1982.

EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **Botanical Review**, v. 38, p.201-341, 1972.

FERRAZ-VICENTINI, K. R. F. **Análise palinológica de uma vereda em Cromínia-GO**. 1993. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.

FIEDLER, N. C.; MERLO, D. A.; MEDEIROS, M. B. Ocorrência de incêndios florestais no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. **Ciência Florestal**, v.16, p.153-161, 2006.

GETTINGER, D.; ERNEST, K. A. Small-mammal community structure and the specificity of ectoparasite associations in central Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, p.331-341, 1965.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, p.379-391, 2001.

GOTELLI, N. J.; ENTSMINGER, G. L. **EcoSim**: null models software for ecology. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kelsey-Bear, 2001. Disponível em:

<http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>.

HENRIQUES, R. P. B. Influência da história, solo e fogo na distribuição e dinâmica das fitofisionomias no bioma dos cerrados. In: SCARIOT, A.; FELFILI, J. M.; SOUSA-SILVA, J. C. (Org.). **Ecologia, conservação e biodiversidade do cerrado**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p.75-105.

HENRIQUES, R. P. B.; BIZERRIL, M. X. A; PALMA, A. R. T. Changes in small mammal populations after fire in a patch of unburned cerrado in Central Brazil. **Mammalia**, v.64, p.173-185, 2000.

HENRIQUES, R. P. B.; BRIANI, D. C.; PALMA, A. R. T.; VIEIRA, E. M. A simple graphical model of small mammal succession after fire in the Brazilian cerrado. **Mammalia**, v.70, p.226-230, 2006.

HOFFMANN, W. Fire and population dynamic of woody plants in a neotropical savanna: matrix model projections. **Ecology**, v. 80, p.1534-1369, 1999.

- HOFFMANN, W.; ADAMSE, R.; HARIDASAN, M.; CARVALHO, M. T. DE; GEIGER, E. L.; PEREIRA, M. A. B.; GOTSCH, S. G.; FRANCO, A. C. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna-forest boundaries under frequent fire in central Brazil. **Ecology**, v.90, p.1326-1337, 2009.
- HOFFMANN, W.; MOREIRA, A. G. The role of fire in population dynamics of woody plants. In: OLIVEIRA, P.S.; MARQUIS, R.J. (Ed.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York: Columbia University Press, 2009. p.159-177.
- HURLBERT, S. H. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. **Ecology**, v.52, p.577-585, 1971.
- KEITH, D. A.; SURRENDI, D. C. Effects of fire on a snowshoe hare population. **Journal of Wildlife Management**, v.35, p.16-26, 1971.
- MERINO, M. L.; GONZALES, S.; LEEWENBERG, F.; RODRIGUES, F. H. G.; PINDER, L.; TOMAS, W. M. Veado-campeiro (*Ozotocerus bezoarticus*). In: DUARTE, J. M. B. (Ed.). *Biologia e conservação de cervídeos sul-americanos: blastocerus, ozotocerus e mazama*. Jaboticabal: FAPESP/UNESP/FUNEP, 1997. p.42-58.
- MEDEIROS, M. B.; FIEDLER, N. C. Incêndios florestais no Parque Nacional da Serra da Canastra: desafios para a conservação da biodiversidade. **Ciência Florestal**, v. 14, p.157-168, 2004.
- MEIRELES, M. L.; HENRIQUES, R. P. B. Produção primária em área queimada de campo sujo de cerrado (Planaltina, DF). **Acta Botanica Brasilica**, v. 6, p.3-13, 1992.
- MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. C.; MIRANDA, A. C. The fire factor. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Ed.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York : Columbia University Press, 2002. p. 51-68.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B. da; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p.853-858. 2000.
- MOREIRA, A. G. Effects of fire protection on savanna structure in central Brazil. **Journal of Biogeography**, v. 27, p.1021-1029, 2000.
- NEWSOME, A. E.; MCILROY, J.; CATLING, P. The effects of an extensive wildfire on populations of twenty ground vertebrates in south-east Australia. **Proceedings of the Ecological Society of Australia**, v.9, p.107-123, 1975.
- PARRON, L. M.; HAY J. D. Effect of fire on seed production of two native grasses in the Brazilian cerrado. **Ecotropicos**, v.10, p.1-8, 1977.
- PINHEIRO, F.; DINIZ, I. R.; COELHO, D.; BANDEIRA, P. S. Seasonal pattern of insect abundance in the Brazilian cerrado. **Austral Ecology**, v. 27, p.132-136, 2002.
- PRADA, M. Effects of fire on the abundance of large mammalian herbivores in Mato Grosso, Brazil. **Mammalia**, v.65, p.55-62, 2001.
- PRADA, M.; MARINHO-FILHO, J. Effects of fire on *Xenarthrans* in Mato Grosso, Brasil. **Austral Ecology**, v. 29, p.568-573, 2004.
- RAMOS-NETO, M. B.; PIVELLO, V. R. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. **Environmental Management**, v. 26, p.675-684. 2000.
- SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I. A hectare of cerrado. II. Flowering and fruiting of thick-stemmed woody species. **Phyton**, v. 41, p.129-158, 2001.
- SILVEIRA, L.; RODRIGUES, F. H. G.; JACOMO, A. T. D.; DINIZ, J. F. Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, Central Brazil. **Oryx**, v.33, p.108-14, 1999.

- VIEIRA, E. M. Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado. **Journal of Zoology**, v.249, p.75-81, 1999.
- VIEIRA, E. M.; MARINHO-FILHO, J. Pre and post-fire habitat utilization by rodents of cerrado from Central Brazil. **Biotropica**, v.30, p.491-496, 1998.
- VIEIRA, E. M.; PALMA, A. R. T. Natural history of *Thylamys velutinus* (Marsupialia, Didelphidae) in Central Brazil. **Mammalia**, v. 60, p.481-484, 1996.
- VIEIRA, M. V. Seasonal niche dynamics in coexisting rodents of the Brazilian Cerrado. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v.38, p.7-15, 2003.
- WHELAN, R. J. **The ecology of fire**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.