

**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**



**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*

## Apresentação

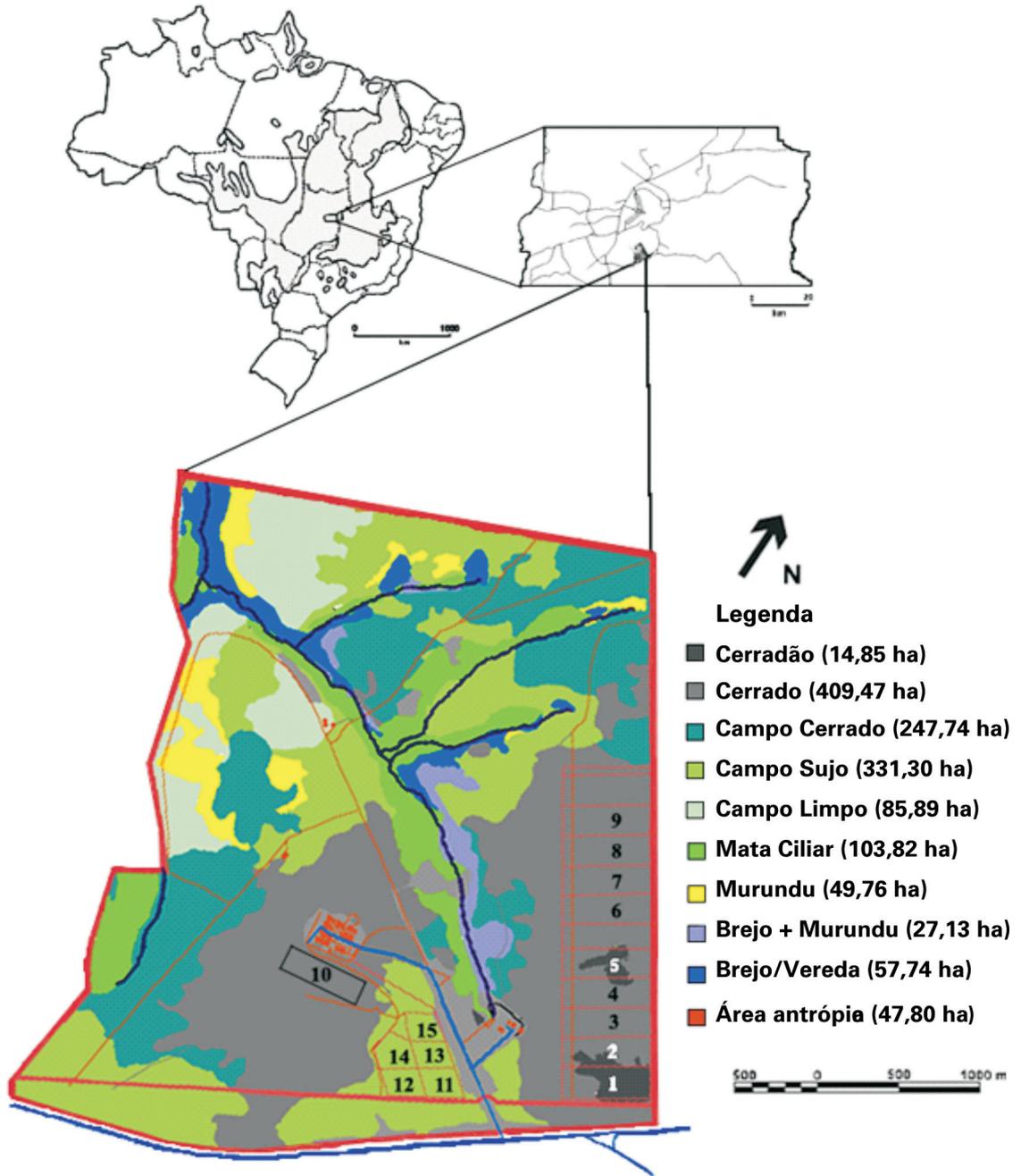
Queimadas e incêndios florestais não constituem um problema novo pois já preocupavam o governo e a sociedade brasileira desde o início do século XVII, como o demonstra o primeiro código florestal brasileiro, o “Regimento sobre o Pao-Brazil”, instituído em 12 de dezembro de 1605, que proibia colocar fogo 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



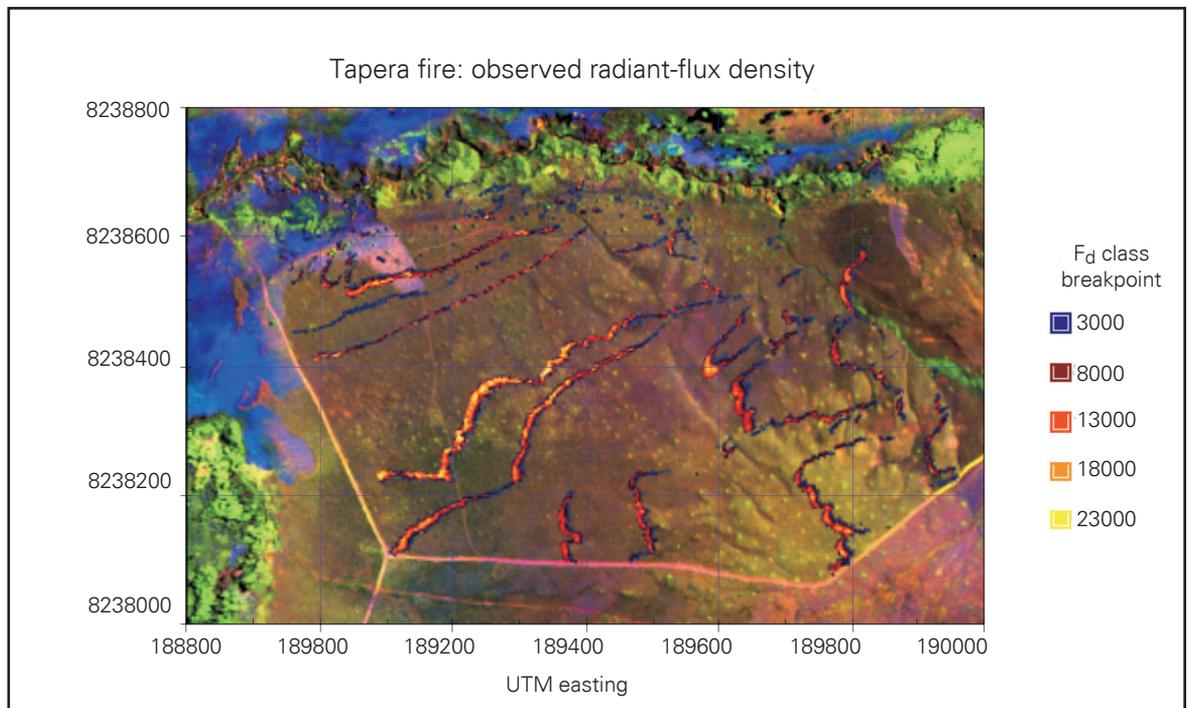
Cerrado denso	Cerrado <i>sensu stricto</i>	Campo sujo
1 - Bienal tardia	6 - Bienal tardia	11 - Bienal tardia
2 - Quadrienal	7 - Quadrienal	12 - Quadrienal
3 - Bienal precoce	8 - Bienal precoce	13 - Bienal precoce
4 - Bienal modal	9 - Bienal modal	14 - Bienal modal
5 - Sem queima	10 - Sem queima	15 -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

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

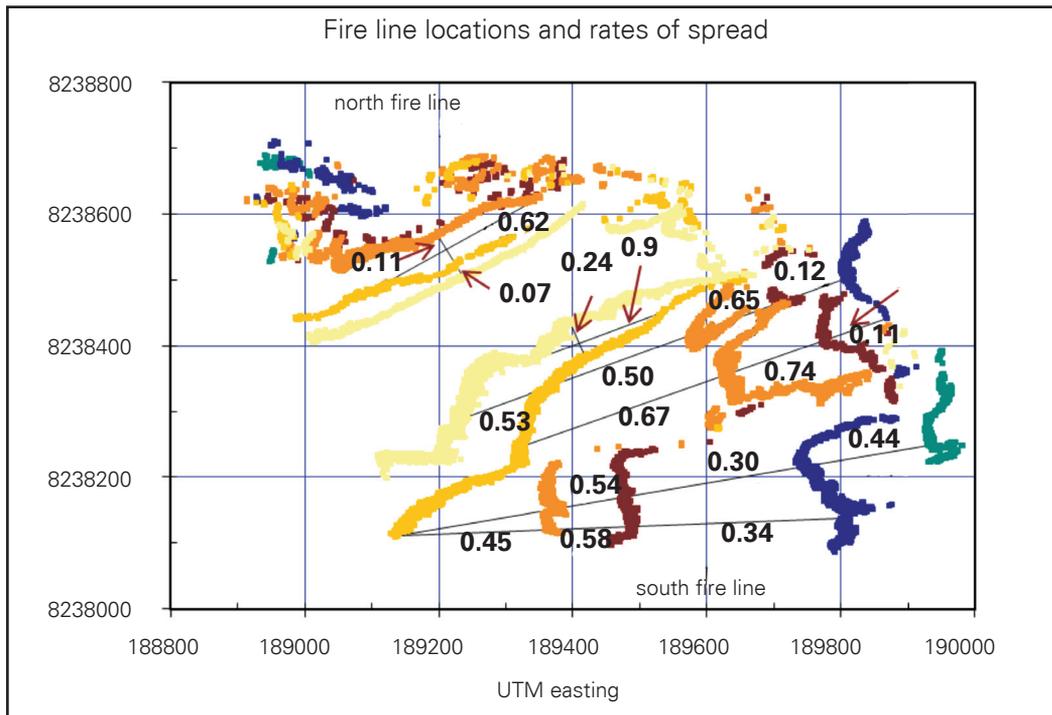
## Methodology

### 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***

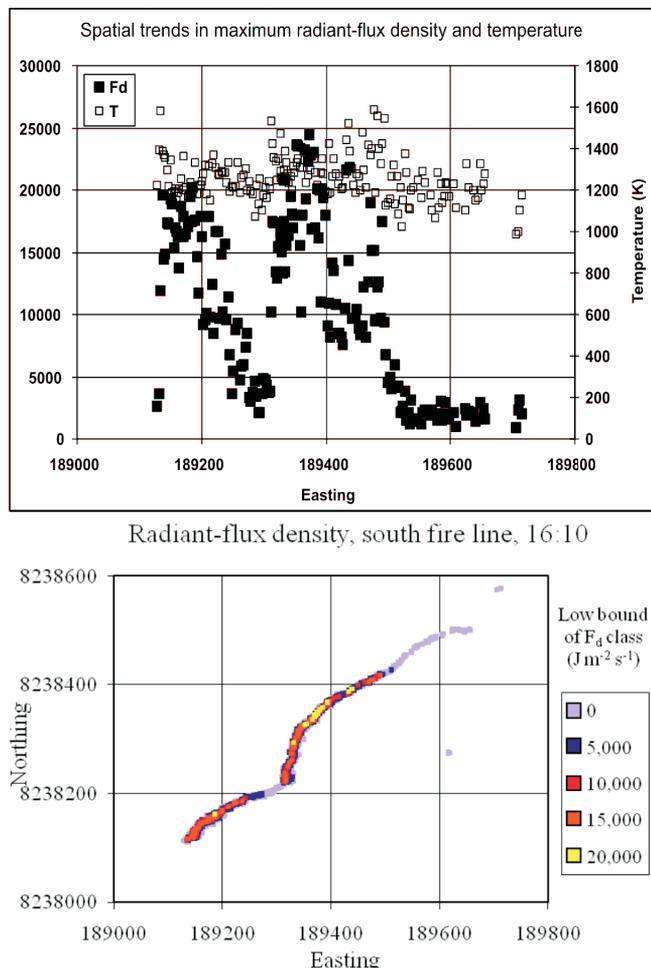
Remote sensing and atmospheric measurements were made from a King Air B200t research aircraft operated by the U.S. National Center for Atmospheric Research (National Center for Atmospheric Research 1990). The aircraft alternately was flown for several passes at high altitude for remote sensing and through the upwelling smoke plume for atmospheric measurements near the ground. CO<sub>2</sub> 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  $\mu\text{m}$ , 3.82 to 3.97  $\mu\text{m}$ , and 11.5 to 12.2  $\mu\text{m}$  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

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  $\varepsilon A_f$ .

Another way to view the importance of observed distributions of temperature and  $\varepsilon A_f$  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  $\varepsilon A_f$  between 0.014 and 0.31  $\text{m}^2/\text{m}^2$ . One half of the total radiant-flux density was observed at temperatures below 1131 K and a value of  $\varepsilon A_f$  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 4<sup>th</sup> 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  $\mu\text{m}$  compared with that at 1.6  $\mu\text{m}$ , 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  $\mu\text{m}$  could be predicted with high precision based on a linear relationship to the high-resolution measurement of fire radiance at 3.9  $\mu\text{m}$  alone (Figure 7) (Riggan and Tissell 2009).

Why does this relationship exist? We note that the 3.9  $\mu\text{m}$  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  $\varepsilon A_f$  to cooler, yet hot, ground with high  $\varepsilon A_f$ . 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  $\mu\text{m}$  wavelength. The 1.6  $\mu\text{m}$  radiance by contrast shows no such tradeoff and falls off markedly in the latter situation (very warm ground with high  $\varepsilon A_f$ ).

### ***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 3<sup>rd</sup> and 4<sup>th</sup> 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

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 4<sup>th</sup> 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 4<sup>th</sup> 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 5<sup>th</sup> 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 CO<sub>2</sub> 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 (m<sup>2</sup>/s) (Riggan et al. 2004). The plume-based fuel consumption estimate so derived, 1.1 kg/m<sup>2</sup>, compared well with nearby ground-based estimates of biomass loss during burning in somewhat lighter fuels (0.8 to 1.0 kg/m<sup>2</sup>) (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 ( $\rho_{air}$ ) 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<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>,  $\rho_{air}$  in g m<sup>-3</sup>,  $C_p$  in J g<sup>-1</sup> K<sup>-1</sup>, 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.

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

(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).

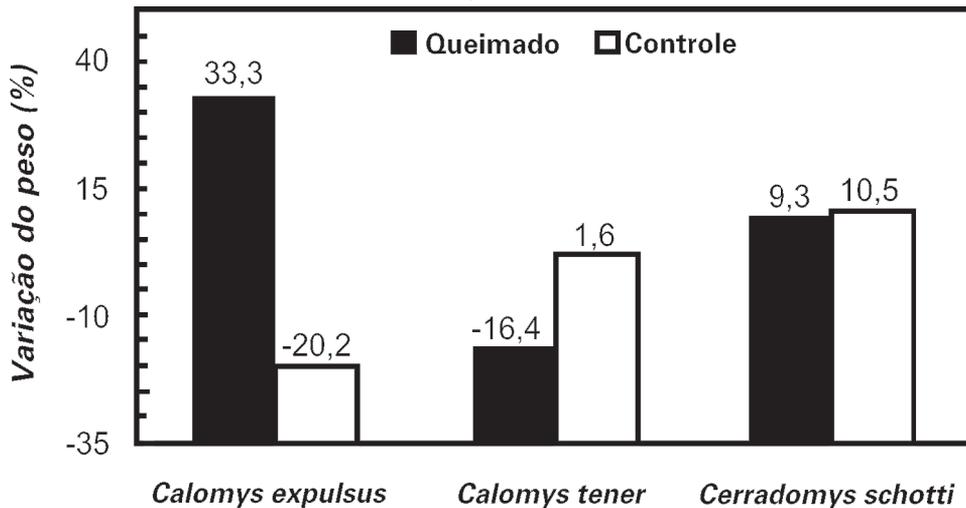
Por um lado, Diniz (1997) mostrou que o fogo acidental pode causar aumento na abundância das principais ordens de insetos, por um curto período pós-fogo. Por outro, não houve efeito do fogo na distribuição sazonal da abundância dos insetos. Áreas de cerrado com fogo frequente em agosto (bienio modal) 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

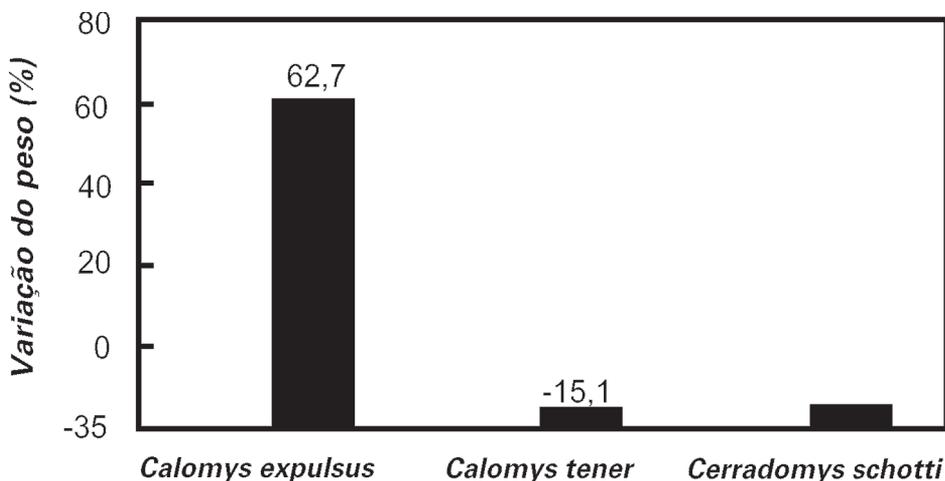
indivíduos (Newsome et al., 1975). Esse efeito também pode ser observado na redução da reprodução (Keith e Surrendi, 1971), diminuindo o tamanho da população após o fogo.

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<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>; 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

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).

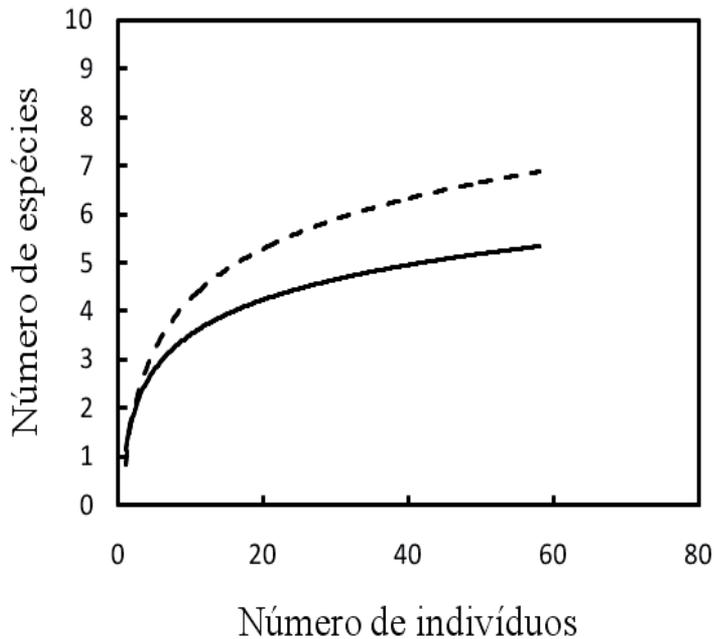
As Matas de Galeria são áreas raramente queimadas durante incêndios no Cerrado. Alho et al. (1986) propuseram que elas poderiam servir como refúgio para a fauna de pequenos mamíferos durante e/ou depois das queimadas. Em estudo do efeito de queimada no deslocamento de pequenos mamíferos para áreas de 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.

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.