

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

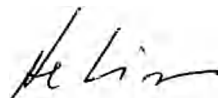
**EFEITOS DO FOGO NOS PADRÕES DE
REBROTAMENTO EM PLANTAS LENHOSAS, EM CAMPO SUJO.**

Marcelo Brilhante de Medeiros

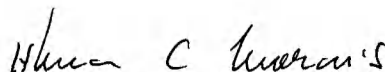
Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Abril, 2002

A Tese de Doutorado "Efeitos do fogo nos padrões de rebrotamento em plantas lenhosas, em campo sujo," de autoria de Marcelo Brilhante de Medeiros, foi aprovada junto ao Curso de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília.



of Dra. Heloísa Sinátorá Miranda,
Orientadora



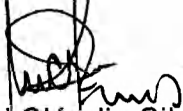
Dra. Helena Castanheira de Moraes
Membro da banca



Dr. José Felipe Ribeiro
Membro da banca



Dr. John Du Vall Hay
Membro da banca



Dr. Manoel Cláudio Silva Júnior
Membro da banca

AGRADECIMENTOS

Várias pessoas contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho. Agradeço sinceramente aos professores Manoel Cláudio Silva Júnior, John Hay, Helena Castanheira e José Felipe Ribeiro (membros da banca), Bráulio Dias e William Hoffmann. Ao Tucano, Gláucia, Aura, Anastácio e Rocha (Lab. Ecologia), Eli (Anatomia Vegetal), Fabiana (Dep. de Ecologia), Naomi, Saulo, Radakian, Iracema Gonzales, integrantes da brigada de combate aos incêndios do IBGE, Prog. de Pós-Graduação em Ecologia, meu irmão Ricardo Brilhante, minha mãe e Suelma Ribeiro Silva.

Meus amigos Pedro Olavo (Ecologia), José Elias de Paula, Branca (Lab. Anatomia Vegetal) e Diassis (IBGE) foram fundamentais para a conclusão do trabalho. Muito obrigado de coração. E à Heloísa Miranda, pela orientação segura e ajuda essencial nos momentos realmente difíceis.

INDICE

RESUMO	5
ABSTRACT	7
LISTA DE TABELAS	8
LISTA DE TABELAS	8
LISTA DE FIGURAS	9
APRESENTAÇÃO	11
Capítulo I-Comportamento do Fogo	13
RESUMO	13
INTRODUÇÃO	13
MATERIAL E MÉTODOS	19
RESULTADOS E DISCUSSÃO	25
Considerações finais	29
Capítulo II-Impactos das Queimadas na Vegetação Lenhosa	31
RESUMO	31
INTRODUÇÃO	32
MATERIAL E MÉTODOS	35
RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
Considerações finais	52
Capítulo III-Rebrotamento Pós-fogo	54
RESUMO	54
INTRODUÇÃO	54
MATERIAL E MÉTODOS	57
RESULTADOS E DISCUSSÃO	61
Considerações finais	83
Capítulo IV-Distribuição de amido em tecidos subterrâneos de	84
espécies lenhosas	84
RESUMO	84
INTRODUÇÃO	84
MATERIAL E MÉTODOS	87
RESULTADOS E DISCUSSÃO	92
Considerações finais	105
CONCLUSÕES GERAIS	106
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	109

RESUMO

[O rebrotamento a partir de estruturas subterrâneas é uma característica comum a várias espécies lenhosas do cerrado, constituindo uma adaptação à ocorrência de queimadas.] Este estudo teve como objetivos avaliar os efeitos do comportamento e do regime de fogo sobre a capacidade de rebrotamento de espécies lenhosas, em uma área de campo sujo submetida a queimadas anuais prescritas. A área de estudo, com cerca de 1 ha, localiza-se na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília-DF e encontrava-se protegida do fogo por 23 anos. Foram identificados e inventariados em altura e diâmetro todos os indivíduos com diâmetro igual ou superior a 2,0 cm, a 30 cm do solo, em uma área de 2500 m² no centro da área de 1 ha. A área foi submetida a queimadas prescritas, na estação seca (agosto), em 1998, 1999 e 2000. O comportamento do fogo em cada queimada foi avaliado considerando os parâmetros de quantidade, qualidade e umidade do combustível, intensidade do fogo, calor liberado, velocidade da frente de fogo e eficiência de combustão. Os indivíduos foram novamente inventariados após cada queimada. O tipo de rebrotamento foi avaliado e as rebrotas a partir de estruturas subterrâneas foram marcadas e mensuradas em altura, comprimento e diâmetro, após cada queimada prescrita. Foram também avaliados o tipo de rebrota por indivíduo e por espécie e calculados o número de caules destruídos e o índice de entouceiramento. As diferenças entre as queimadas para as taxas de mortalidade e estrutura da vegetação foram avaliadas através de teste de porcentagens. Foram realizados cortes anatômicos para os tecidos subterrâneos de algumas espécies, com o objetivo de avaliar a distribuição de amido e definir as estruturas de armazenamento desta substância. Foram inventariados 636 indivíduos distribuídos em 36 espécies. As taxas de mortalidade observadas variaram entre 21,9% e 7,5%, sendo superiores aos dados de literatura para o Cerrado. [A mortalidade afetou os indivíduos de menor porte, entre 1,0 e 2,0 m de altura e entre 2,0 e 3,0 cm de diâmetro. As rebrotas aéreas e basais foram os tipos predominantes, com valores superiores a 80% dos indivíduos. Considerando os dados de "top kill" e de mortalidade de indivíduos, o número de caules destruídos variou entre 53,10%, após a primeira queimada, até 77,80%, após a terceira queimada. Estes dados podem ser consequência dos danos sucessivos das queimadas e/ou depleção de substâncias de reserva nos órgãos subterrâneos.] Foram avaliadas e mensuradas um total de 1307 rebrotas que surgiram após cada

queimada. [O principal impacto das queimadas foi a redução no número de rebrotas com a continuidade das queimadas, sendo o número inicial de 684 e o número final de 248.] O porte das rebrotas, incluindo os dados de altura, comprimento e diâmetro, praticamente não foi afetado pelas queimadas sucessivas. Foram observadas taxas elevadas de mortalidade de rebrotas, após a segunda e terceira queimadas, com valores de 34,8% e 37,8%, respectivamente. É provável que o intervalo entre queimadas frequentes seja insuficiente para a regeneração de grande parte dos indivíduos através de rebrotas. [As taxas de mortalidade variaram entre as espécies, sugerindo a existência de grupos de espécies sensíveis e espécies tolerantes ao fogo. Em geral, as espécies apresentaram tipos de rebrotamento mistos, com rebrotas aéreas, basais e subterrâneas. Isto pode significar que o tipo de rebrota está relacionado com o porte dos indivíduos e não é específica para cada espécie. A redução no número de rebrotas com a continuidade das queimadas também variou entre as espécies, evidenciando diferenças na capacidade de rebrotamento.] Em relação às estruturas de armazenamento de amido nos tecidos subterrâneos, as espécies *Davilla elliptica* e *Acosmium dasycarpum* apresentaram diferenças em relação às outras espécies. Nestas duas espécies, o amido se concentrou nos raios do parênquima do xilema, padrão característico de espécies com capacidade elevada de rebrotamento. Porém, é provável que o regime atual de queimadas seja insuficiente para a recuperação das reservas de amido subterrâneas, tornando as espécies mais vulneráveis às queimadas.

ABSTRACT

Resprouting from subterranean structures is a common feature of several wood species of the Brazilian savannah ("Cerrado") and it constitutes an adaptation to fire occurrence. The main goal of this study was to evaluate the effects of fire behavior and regime over the resprouting ability of wood species in a "campo sujo" area submitted to prescribed annual fire events. The study area, about 1 ha, is localized in the Reserva Ecológica do IBGE, Distrito Federal. All individuals with diameter equal or superior to 2,0 cm, at 30 cm from the soil, were identified and surveyed, in terms of height and diameter, in an area about 2500 m². These area was submitted to a prescribed fire event in the the dry season (August), in the years 1998, 1999, and 2000. The fire behavior was evaluated in terms of quantity, fuel quality and humidity, intensity, released heat, fire front speed, and combustion efficiency. The individuals were resurveyed after each fire event. The type of resprouting was evaluated and sprouts from subterranean structures were marked and measured in terms of height, length and diameter, after each fire event. It was also evaluated the type of resprouting *per* individual and *per* species, and calculated the number of destroyed trunks and the resprouting index. Differences among fire events in terms of vegetation structure were evaluated by the percent test. Anatomical cuts were performed with subterranean tissues of some species to evaluate the starch distribution and define the starch storage structures. Six hundred and thirty six individuals distributed in 36 species were surveyed in the sampled area. Mortality index observed in the experiment varied from 21.9% to 7,5%, which was superior to previously reported data for the "Cerrado" vegetation. The mortality affected smaller individuals, between 1,0 and 2,0 m tall, and between 2,0 and 3,0 cm diameter. Basal and aerial sprouts predominated (80% of the individuals). Considering top kill data and individual mortality the number of destroyed trunks varied from 53.1% after the first fire event to 77.8% after the third fire event. This can be a consequence of successive fire and/or depletion in storage substances in the subterranean organs. A total of 1307 sprouts that appeared after the first fire event were evaluated and measured. The main fire consequence was the reduction of sprouts numbers with the continuation of fire events. The initial number of sprouts was 684 and the final number was 248. The sprouts size (height, length and diameter) was practically not affected by successive fire events. High sprouts mortality indexes were observed after the second and third fire events, with values of 34.8% and 37.8%, respectively. It is plausible that the intervals between successive fire events are not enough to guarantee the regeneration of the most part of the individuals through resprouting. The mortality indexes varied among species, suggesting that there are fire sensible and tolerant species. Generally, plant species showed a mixture of resprouting types, with aerial, basal and subterranean sprouts. This observation possibly means that resprouting type is related to individual sizes but is not specific. The reduction in sprouts number with successive fire events also varied in different species, suggesting differences in the capacity to form sprouts. In relation to starch storage structures in the subterranean tissues the species *Davilla elliptica* and *Acosmium dasycarpum* showed remarkably differences. The starch was concentrated in the parenchyma rays of the xylem, characteristic pattern of plant species with elevated resprouting capacity. However, it is probable that the current fire periodicity is insufficient to allow the regeneration of subterranean starch reserves, turning plants more vulnerable to fire events.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1: Comportamento do fogo para as queimadas prescritas anuais em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF, realizadas em agosto de 1998, 1999 e 2000.	Pg.23
Tabela 2.1. Lista de espécies, número de indivíduos e frequência relativa (Fr) do inventário realizado em 1998, em área de campo sujo, protegida de queima por 23 anos, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg.38
Tabela 2.2: Número de indivíduos e taxas de mortalidade por espécie, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	
Tabela 2.2: Número de indivíduos e taxas de mortalidade por espécie, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg. 49
Tabela 3.1: Tipo de rebrota, número de indivíduos (n) e frequência relativa (Fr) após as três queimadas prescritas anuais (agosto de 1998, 1999 e 2000), em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg. 72
Tabela 3.2: Tipo de rebrota por indivíduo para cada espécie após as queimadas anuais prescritas, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg. 73
Tabela 3.3: Número de rebrotas basais e subterrâneas e média de rebrotas (desvio padrão) para cada espécie, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg. 76

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1: Variações das médias mensais dos valores de precipitação, para os anos de 1998 a 2001, na Reserva Ecológica do IBGE-DF. (Fonte: Estação Climatológica da Reserva Ecológica do IBGE-DF).	Pg. 11
Figura 1.2: Localização da área de estudo (em forma de triângulo), na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília-DF	Pg. 15
Figura 2.1: Frequência relativa dos indivíduos distribuídos em classes de altura no inventário realizado, antes da queimada prescrita de agosto de 1998, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF (nº total de indivíduos=636).	Pg. 35
Figura 2.2: Frequência relativa dos indivíduos distribuídos em classes de diâmetro no inventário realizado, antes da queimada prescrita de agosto de 1998, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF (nº total de indivíduos=636).	Pg. 40
Figura 2.4: Frequência relativa para os indivíduos em diferentes classes de diâmetro que sofreram mortalidade após queimadas prescritas, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF. (nº total de indivíduos mortos: 1998=143; 1999=139; 2000=154).	Pg. 44
Figura 2.5: Frequência relativa para os indivíduos em diferentes classes de altura que sofreram "top kill" após queimadas prescritas, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF. (nº total de indivíduos em "top kill": 1998=194; 1999=237; 2000=235).	Pg. 45
Figura 2.6: Frequência relativa para os indivíduos em diferentes classes de diâmetro que sofreram "top kill" após queimadas prescritas, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF. (nº total de indivíduos em "top kill": 1998=194; 1999=237; 2000=235).	Pg. 46
Figura 2.7: Fluxograma para o número de indivíduos que sofreram "top kill" após três queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg. 48
Figura 3.1: Frequência relativa de rebrotas basais e subterrâneas em diferentes classes de altura, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF (número total de rebrotas: 1998=684; 1999=375; 2000=248).	Pg.61
Figura 3.2: Frequência relativa de rebrotas basais e subterrâneas em diferentes classes de comprimento, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF (número total de rebrotas: 1998=684; 1999=375; 2000=248).	Pg.62
Figura 3.3: Frequência relativa de rebrotas basais e subterrâneas em diferentes classes de diâmetro, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF (número total de rebrotas: 1998=684; 1999=375; 2000=248).	Pg.63
Figura 3.4: Frequência relativa de rebrotas basais e subterrâneas acumuladas em diferentes classes de altura, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF (número total de rebrotas acumuladas: 1999= 523; 2000=358).	Pg.67
Figura 3.5: Frequência relativa de rebrotas basais e subterrâneas acumuladas em diferentes classes de comprimento, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF (número total de rebrotas acumuladas: 1999= 523; 2000=358).	Pg.68
Figura 3.6: Frequência relativa de rebrotas basais e subterrâneas acumuladas em diferentes classes de diâmetro, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF (número total de rebrotas acumuladas: 1999= 523; 2000=358).	Pg.68
Figura 3.7: Frequência relativa de rebrotas basais e subterrâneas que sofreram mortalidade em diferentes classes de altura, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF (número total de rebrotas mortas: 1999=238 ; 2000=401).	Pg.69
Figura 3.8: Frequência relativa de rebrotas basais e subterrâneas que sofreram mortalidade em diferentes classes de comprimento, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF (número total de rebrotas mortas: 1999=238 ; 2000=401).	Pg.71
Figura 3.9: Frequência relativa de rebrotas basais e subterrâneas que sofreram mortalidade em diferentes classes de diâmetro, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF (número total de rebrotas mortas: 1999=238 ; 2000=401).	Pg.72
Figura 3.10: Número de indivíduos com rebrotas de <i>Acosmium dasycarpum</i> após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg.77

Figura 3.11: Número de indivíduos com rebrotas de <i>Davilla elliptica</i> após as queimadas anuais prescritas, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg.78
Figura 3.12: Número de indivíduos com rebrotas de <i>Eremanthus goyazensis</i> após as queimadas anuais prescritas, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg.79
Figura 3.13: Número de indivíduos com rebrotas de <i>Kielmeyera coriacea</i> após as queimadas anuais prescritas, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg.80
Figura 3.14: Número de indivíduos com rebrotas de <i>Roupala montana</i> após as queimadas anuais prescritas, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg.80
Figura 3.15: Número de indivíduos com rebrotas de <i>Styrax ferrugineus</i> após as queimadas anuais prescritas, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg.81
Figura 4.1: Localização da área de estudo na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília-DF.	Pg90
Figura 4.2: Distribuição de grãos de amido nos raios do parênquima do xilema em tecido subterrâneo de <i>Davilla elliptica</i> , em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg96
Figura 4.3: Corte anatômico em tecido subterrâneo de <i>Davilla elliptica</i> na área controle, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg97
Figura 4.4: Corte anatômico em tecido subterrâneo de <i>Davilla elliptica</i> na área de campo sujo submetida a três queimadas anuais, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg98
Figura 4.5: Corte anatômico em tecido subterrâneo de <i>Styrax ferrugineus</i> em área de campo sujo, submetida a três queimadas anuais, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg98
Figura 4.6: Corte anatômico em tecido subterrâneo de <i>Styrax ferrugineus</i> na área de campo sujo protegida da queima por 27 anos, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg99
Figura 4.7: Distribuição de grãos de amido nos raios do parênquima do xilema em tecido subterrâneo de <i>Roupala montana</i> , em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg99
Figura 4.8: Corte anatômico em tecido subterrâneo de <i>Roupala montana</i> em área de campo sujo, submetida a três queimadas anuais, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg101
Figura 4.9: Corte anatômico em tecido subterrâneo de <i>Roupala montana</i> , na área de campo sujo protegida da queima por 27 anos, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg101
Figura 4.10: Distribuição de grãos de amido nos raios do parênquima do xilema em tecido subterrâneo de <i>Kielmeyera coriacea</i> , em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg102
Figura 4.11: Corte anatômico em tecido subterrâneo de <i>Kielmeyera coriacea</i> , em área de campo sujo, submetida a três queimadas anuais, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg102
Figura 4.12: Corte anatômico em tecido subterrâneo de <i>Kielmeyera coriacea</i> , na área de campo sujo protegida da queima por 27 anos, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg103
Figura 4.13: Distribuição de grãos de amido nos raios do parênquima do xilema em tecido subterrâneo de <i>Acosmium dasycarpum</i> , em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg103
Figura 4.14: Corte anatômico em tecido subterrâneo de <i>Acosmium dasycarpum</i> , em área de campo sujo, submetida a três queimadas anuais, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg104
Figura 4.15: corte anatômico em tecido subterrâneo de <i>Acosmium dasycarpum</i> , na área de campo sujo protegida da queima por 26 anos, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.	Pg105

APRESENTAÇÃO

O termo “Cerrado” compreende uma vasta província fitogeográfica dominada por uma vegetação do tipo savana, caracterizado por um mosaico de fitofisionomias que variam desde florestas a campos (Eiten, 1978).

O fogo tem sido um elemento de distúrbio no Cerrado há milhares de anos (Vicentini, 1999). Antes da expansão urbana e agropecuária sobre o Cerrado, que ocorreu principalmente nas últimas décadas, o fogo já era utilizado pelos indígenas com a finalidade de manejar recursos alimentares (Posey, 1987). Nos atuais remanescentes de Cerrado, as queimadas têm ocorrido devido a causas naturais (raios) e humanas (Ramos-Neto, 2000; Medeiros, 2002).

As alterações provocadas pela exclusão de grande parte das populações indígenas da região e a sua substituição pelo sistema agropecuário provocaram mudanças nos padrões de ocorrência das queimadas, ou regime de fogo, considerando a frequência, a área atingida, a época do ano e a intensidade do fogo. Geralmente, estas queimadas tornaram-se mais frequentes, ocorrendo de forma anual ou bienal, e no final da estação seca (Medeiros, 2002).

– Com estas alterações no regime de fogo, o componente lenhoso da vegetação tem sido bastante impactado, principalmente pela redução da densidade de indivíduos e eliminação de espécies sensíveis (Moreira, 1992; Sato, 1996; Silva, 1999; Hoffmann, 1999).

– O rebrotamento é uma das características que possibilitam a sobrevivência de elementos lenhosos após a ocorrência de queimadas no Cerrado. Apesar de ser bastante comum (Rawitscher *et al.*, 1943; Rizini & Heringer, 1962; Castro & Kauffman, 1988), ainda é um aspecto pouco estudado.

Este estudo teve como objetivo avaliar os efeitos do fogo sobre os padrões de rebrotamento de espécies lenhosas, em uma área de campo sujo, submetida a queimadas anuais prescritas. A área de estudo, com cerca de 1 ha, localiza-se na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília-DF e encontrava-se protegida do fogo por 23 anos.

O tema central deste estudo, ou seja, a análise dos padrões de rebrotamento de espécies lenhosas pós-fogo, apresentado no Capítulo III, foi complementado pelo Capítulo I-Comportamento do Fogo; Capítulo II-Impactos de Queimadas na Vegetação e Capítulo IV- Distribuição de Amido em Tecidos Subterrâneos.

Capítulo I

Comportamento do Fogo

RESUMO

O comportamento do fogo é um fator determinante na sobrevivência de organismos e no grau de danos sofridos pela vegetação. Este estudo teve como objetivo avaliar o comportamento do fogo e caracterizar o combustível em uma área de campo sujo, submetida a três queimadas anuais, em 1998, 1999 e 2000, realizadas em agosto, no meio da estação seca. O experimento foi realizado em uma área de campo sujo de 2500 m² na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília-DF. Foram analisados o combustível, em quantidade e qualidade, a intensidade da frente de fogo, a eficiência de combustão e o calor liberado. Após 23 anos de proteção contra o fogo, o total de combustível na área foi de 0,58 kg/m². Antes das queimadas de 1999 e 2000, o total de combustível na área foi de 0,34 kg/m² e 0,37 kg/m², respectivamente. Estes valores representaram cerca de 60% do total de combustível antes da primeira queimada. Os valores encontrados na área para os componentes mortos de gramíneas, folhas e ramos corresponderam a 76,7%, 63,3% e 67,6% antes das queimadas de 1998, 1999 e 2000, respectivamente, sendo a porcentagem antes da primeira queimada similar aos valores para áreas de campo sujo com longo histórico de proteção contra o fogo. Os valores encontrados para a eficiência de combustão, acima de 90% para as três queimadas, podem ser explicados pela predominância de gramíneas/ciperáceas mortas na área de estudo. Foram encontrados valores de intensidade do fogo de 6654, 2258 e 1628 kJ/(ms), após as queimadas de 1998, 1999 e 2000, respectivamente. O decréscimo na intensidade do fogo era esperado com a diminuição do combustível após as queimadas. A maior intensidade da frente de fogo, após a primeira queimada, pode ser explicada pela maior velocidade da frente de fogo em relação às queimadas posteriores e, também, pela maior quantidade de combustível consumido na primeira queimada. Os valores encontrados para o calor liberado foram de 8215, 4805 e 5425 kJ/m² após as queimadas de 1998, 1999 e 2000, respectivamente. As baixas velocidades de propagação nas queimadas de 1999 e 2000 indicam um maior tempo de residência da frente de fogo, o que pode resultar em maiores danos às plantas.

INTRODUÇÃO

As savanas são ecossistemas tropicais e semi-tropicais caracterizados por forte sazonalidade relacionada ao estresse hídrico, geralmente com solos de baixa fertilidade e submetidos a pressões variáveis de herbivoria, regimes de fogo e atividades antrópicas (Walker 1987; Medina & Silva, 1990).

A vegetação é caracterizada por uma cobertura herbácea contínua e uma cobertura descontínua de árvores e arbustos, onde a competição por recursos, particularmente água, entre estas duas formas de vida, é reduzida por diferenças na distribuição das raízes no solo (Walker, 1987; Medina & Huber, 1994).

Enquanto a distribuição geográfica das savanas nos trópicos está correlacionada fundamentalmente com uma forte alternância entre as estações seca e chuvosa, os padrões de distribuição regional, como nas savanas isoladas da bacia Amazônica e sudeste da Ásia, são principalmente o resultado de situações peculiares edáficas ou históricas (Medina & Huber, 1994).

O Cerrado é considerado uma savana com fisionomias que incluem um gradiente desde formações abertas de campo limpo, com ausência de elementos lenhosos, até formações florestais como cerradão (Goodland, 1971; Eiten, 1994), matas de galeria e matas secas (Ribeiro & Walter, 1998). Entre estas fisionomias, ainda ocorrem, em um gradiente de aumento dos elementos lenhosos, campo sujo, campo cerrado e cerrado *sensu stricto* (Goodland, 1971).

No Cerrado brasileiro a ocorrência de fogo é um fenômeno antigo, o que é evidenciado pela existência de amostras de carvão datados entre 27.100 a 41.700 anos antes do presente (AP) (Vicentini, 1993). Entre cerca de 18.000 a 773 anos AP, Vicentini (1999) também observou que as queimadas ocorriam em uma frequência entre quatro e oito anos e atingiam áreas maiores.

A ocorrência de queimadas naturais neste ecossistema, apesar de pouco estudada, é relativamente frequente, ocorrendo principalmente na transição seca-chuva. Estas queimadas, apesar de frequentes, geralmente não atingem grandes áreas, já que a chuva posterior impede o desenvolvimento de incêndios de maior magnitude (Ramos-Neto, 2000; Fiedler & Medeiros, 2002). Há também evidências de

que estas queimadas podem tornar as comunidades da flora mais heterogêneas (Ramos-Neto, 2000).

Frequentemente, o fogo causado por raios é considerado como uma queima natural em muitos ecossistemas propensos a este elemento (Booyesen & Tainton, 1984; Christensen, 1992; Whelan, 1997). Embora o termo "natural" possa incluir também regimes históricos de fogo com participação antrópica nas causas (Whelan, 1997), por convenção, atribuiremos a este termo apenas as queimadas provocadas por raios, assim como na maioria da literatura.

Em relação às queimadas de causa antrópica, antes da colonização pelos europeus, os índios já utilizavam e ainda utilizam o fogo em áreas de Cerrado como ferramenta de manejo para caça e seleção de espécies alimentícias (Posey, 1987; Lévi-Strauss, 1996). Algumas técnicas de controle do fogo, como utilização de aceiros, também já eram praticadas por grupos indígenas na região.

Com a colonização nas áreas de Cerrado, há cerca de 300 anos atrás, o índio e seu modo de vida foram substituídos pelo sistema econômico europeu, o qual introduziu o gado na região como atividade econômica principal, além dos garimpos. Nesta época, já havia registros sobre a ocorrência de incêndios, como na região de Serra da Canastra, onde ainda no século XVII, Saint Hilaire (1986) já descrevia a elevada frequência de incêndios, em grandes áreas, para renovação de pastagens para o gado. Nesta situação, as queimadas ocorriam principalmente no final da seca, em contraste com as queimadas utilizadas pelos indígenas, as quais ocorriam antes do final da seca para permitir a frutificação de algumas espécies (Posey, 1987; Dias, 1998). As queimadas naturais provocadas por raios também são geralmente menos

intensas, ocorrendo em condições mais úmidas (Ramos-Neto, 2000; Fiedler & Medeiros, 2002).

No período entre 300 anos atrás e a década de 1960, a frequência de fogo no Cerrado passou a ser bienal/anual para renovação de pastagens, no final da estação seca. Nos últimos 30 anos, com o aumento populacional e as atividades florestais e agropecuárias, a frequência de fogo aumentou (Dias, 1998). Atualmente, na mesma região da Serra da Canastra descrita por Saint-Hilaire (1986), as queimadas descontroladas continuam frequentes, ocorrendo principalmente no final da estação seca e atingindo grandes áreas, com o agravante de um maior adensamento populacional na região (Fiedler & Medeiros, 2002).

Devido às mudanças que ocorreram no Cerrado, envolvendo vários componentes do ecossistema, é problemático aplicar regimes de fogo históricos, considerando os raios e as queimadas para manejo praticadas pelos indígenas, porque as respostas aos distúrbios podem ser diferentes do padrão anterior (Whelan, 1997). Fatores “naturais,” como incêndios provocados por raios, e fatores antropogênicos interagem, tornando difícil identificar, isolar ou quantificar os determinantes da estrutura destes ecossistemas (Scholes & Archer, 1997).

Isto pode ocorrer porque as áreas de Cerrado sofreram mudanças em seus componentes biológicos ao longo do tempo, com variações na composição e estrutura das comunidades. O que era há 3000 anos uma vasta extensão de Cerrado hoje se reduziu a fragmentos isolados, que sofrem variados distúrbios causados por atividades antrópicas no entorno que não ocorriam anteriormente na mesma escala e/ou tipo (Medeiros, 2002).

A ocorrência de fogo tem sido considerada natural em determinados regimes. Um regime de fogo “não natural” pode interferir negativamente sobre a biota, modificando os processos evolutivos mantidos sob diferentes condições de fogo. A frequência de queima, a área, a intensidade, a época e o tipo de fogo são os elementos que caracterizam um regime de fogo (Agee, 1993; Whelan, 1997).

A aplicação de regimes de fogo ou de supressão em áreas de Cerrado depende fundamentalmente de pesquisas sobre os efeitos do fogo na biota, as quais já identificaram algumas características adaptativas e, também, efeitos adversos derivados do atual regime de fogo.

O comportamento do fogo é um fator determinante na sobrevivência de organismos e no grau de danos sofridos pela vegetação (Whelan, 1997). Os fatores que influenciam os aspectos do comportamento do fogo, isto é, a velocidade de propagação da frente de fogo, o tempo de residência, a intensidade da frente de fogo e o calor liberado, incluem a precipitação, umidade relativa do ar, ventos, topografia e combustível (Agee, 1993).

Os fatores climáticos exercem forte influência sobre a produtividade da vegetação e a topografia pode modificar fatores como a umidade relativa, a temperatura e os ventos. A velocidade do vento tem influência sobre o comportamento do fogo promovendo a diminuição da umidade do combustível, aumentando ou diminuindo o teor de oxigênio no local e pré-aquecendo o combustível antes da passagem do fogo (Agee, 1993; Whelan, 1997). Da mesma forma, a umidade relativa do ar e a umidade do combustível influem em fatores como ignição e velocidade de propagação (Cheney, 1981). A topografia também pode quebrar a continuidade da vegetação e influenciar a pré-ignição dos combustíveis (Agee, 1993; Whelan, 1997).

Em savanas africanas, a carga de combustível é um fator determinante para a intensidade do fogo, com interferência entre 30% e 60% para a variação deste parâmetro. Para as savanas úmidas, a intensidade do fogo normalmente é mais intensa devido à maior quantidade de combustível produzida na estação chuvosa (Trollopf, 1984).

No Cerrado, queimadas mais intensas e homogêneas ocorrem em áreas com maior biomassa de gramíneas (Kauffman *et al.*, 1994). Em áreas de campo sujo, Miranda *et al.*, (1996) verificaram que o estrato herbáceo contribuiu com até 96% da carga total de combustível, com valores entre 0,64 a 0,96 kg/m². Foram observados valores semelhantes para savanas africanas (Frost & Robertson, 1987) e para savanas venezuelanas (San José & Medina, 1977).

Castro & Kauffman (1998) e Silva (1999) também observaram que, em áreas de campo sujo, as queimadas consumiram acima de 80% da biomassa acima do solo devido à predominância de combustível herbáceo, sendo que estes valores foram superiores a Cerrado denso (33%). Em áreas de Cerrado mais fechadas, como cerrado *sensu stricto* e cerradão, as queimadas tendem a ser menos intensas e com padrão mais heterogêneo, com manchas de vegetação não queimada (Miranda *et al.*, 1993).

Neste capítulo, o estudo teve o objetivo de avaliar o comportamento do fogo e caracterizar o combustível em uma área de campo sujo, submetida a três queimadas anuais, realizadas em agosto, no meio da estação seca.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O trabalho foi desenvolvido na Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE, situada a 35 km ao sul de Brasília-DF. Esta reserva tem uma área de 1360 hectares localizada dentro da Área de Proteção Ambiental Gama-Cabeça do Veado e, apresenta fisionomias do cerrado *lato sensu* (campo cerrado, campo sujo, cerrado *sensu stricto* e cerradão) e matas de galeria.

O clima da região do Cerrado, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Aw, tropical, com estação seca definida (maio a setembro) e estação chuvosa (outubro a abril). Em regiões mais ao sul o clima é classificado como Cwa (Eiten 1994).

A Figura 1.1 apresenta os dados relativos às médias mensais de precipitação na Reserva Ecológica do IBGE, durante o período de estudo, entre 1998 e 2001. Não ocorreram variações expressivas nos índices pluviométricos entre os quatro anos.

Na área da reserva está sendo desenvolvido o projeto "Efeitos do Fogo no Bioma Cerrado", que tem como objetivo investigar os impactos de diferentes regimes de queima sobre a estrutura e funcionamento do Cerrado, dentro do qual este trabalho foi inserido.

A área do projeto, com 1 ha, foi demarcada no seu centro, em 2500 m², onde foram realizados os experimentos (Figura 1.2). A área selecionada foi escolhida por ser um dos poucos remanescentes da reserva com longo tempo de proteção contra o fogo (23 anos).

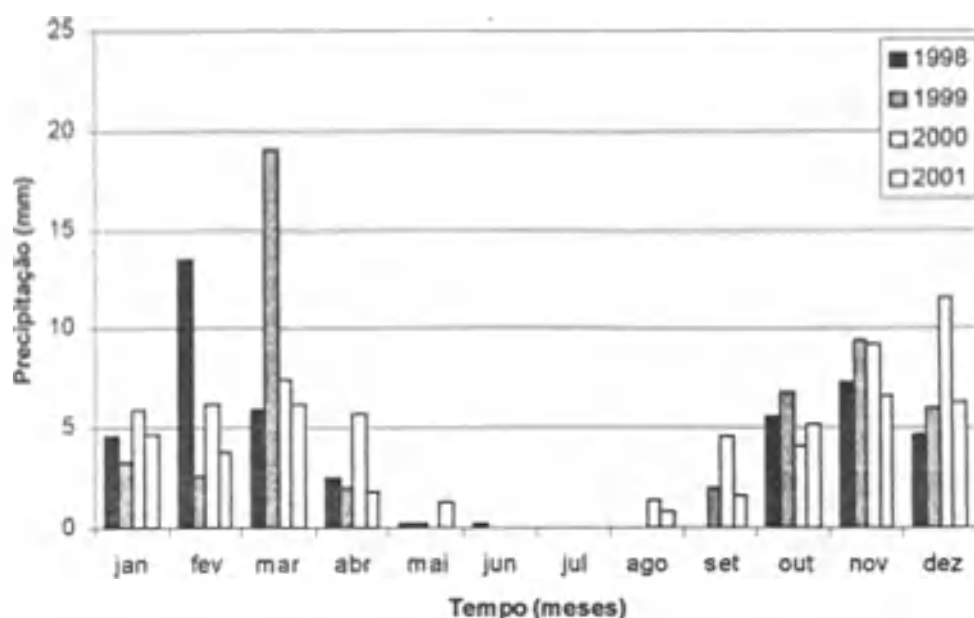


Figura 1.1: Variações das médias mensais dos valores de precipitação, para os anos de 1998 a 2001, na Reserva Ecológica do IBGE-DF. (Fonte: Estação Climatológica da Reserva Ecológica do IBGE-DF).

A área caracteriza-se como campo sujo, o qual é definido como uma forma savânica mais rala do Cerrado, com a camada lenhosa com cobertura de menos de 10% e maior do que zero, sendo que os indivíduos desta camada podem ser distribuídos individualmente ou em grupos (Eiten, 1994). De acordo com Goodland (1971), o campo sujo é caracterizado pela vegetação herbácea, além da presença de alguns arbustos ou árvores pequenas, esparsamente distribuídos. A vegetação herbácea consiste de gramíneas, ciperáceas e muitos sub-arbustos.

As plantas desta fitofisionomia, muitas vezes, são constituídas por indivíduos menos desenvolvidos das espécies arbóreas do cerrado *sensu stricto* (Ribeiro & Walter, 1998).

A área também caracteriza-se pelo relevo suave com latossolo vermelho, tipo característico do Cerrado. Ainda, de acordo com Ribeiro & Walter (1998), a área pode ser classificada como campo sujo seco, devido ao lençol freático profundo.

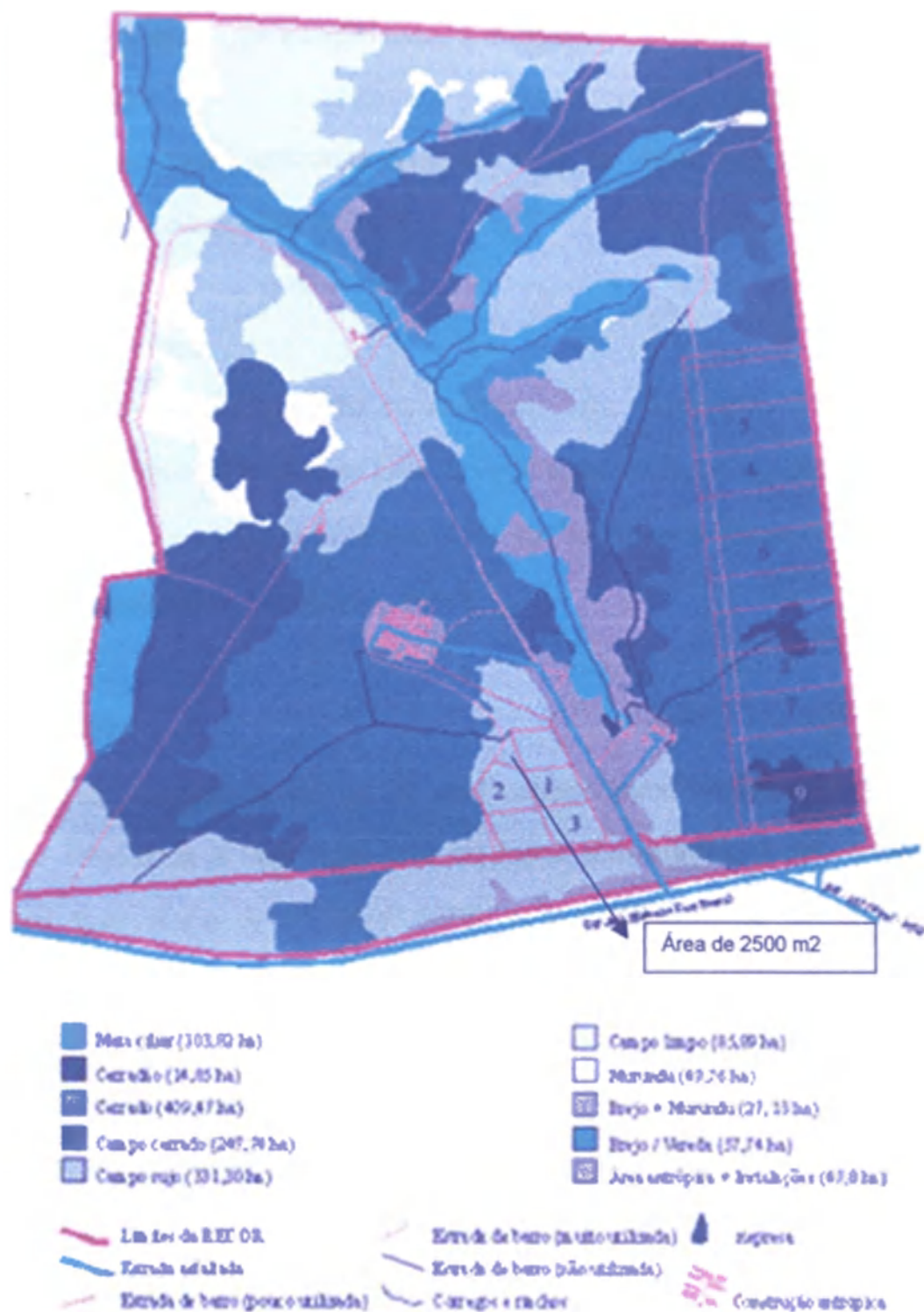


Figura 1.2: Localização da área de estudo (em forma de triângulo) na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília-DF.

As queimadas foram realizadas nos anos de 1998, 1999 e 2000, na primeira quinzena do mês de agosto, na estação seca, quando ocorre a maioria dos incêndios em áreas de Cerrado.

As queimadas foram realizadas sempre a favor do vento, com o auxílio da brigada de combate aos incêndios do IBGE.

Comportamento do fogo

O comportamento do fogo foi caracterizado para viabilizar a comparação de resultados, visto que os efeitos do fogo na vegetação envolvem aspectos como intensidade do fogo, calor liberado, distribuição vertical da temperatura e taxa de propagação da frente de fogo (Whelan, 1997).

Combustível

O material combustível disponível, aqui definido como combustível fino, é considerado como toda a vegetação viva ou morta com até 6 mm de diâmetro (combustível fino) (Luke & McArthur 1978) e a quantidade de combustível representada pelo peso seco por unidade de área é indicativo da quantidade de energia armazenada.

Para determinar a quantidade total de combustível fino no estrato herbáceo, foi coletada a fitomassa aérea contida em 10 quadrats (0,50 m x 0,50 m). Após as queimadas, foi repetido o mesmo procedimento para a coleta do material não consumido durante as queimadas.

O material foi separado em gramíneas, folhas e ramos, vivos e mortos, colocado em estufa (80 °C) por 24 horas para determinar a quantidade total (peso seco) de combustível fino e, a quantidade de combustível consumido pelo fogo.

Para determinar a umidade do combustível foram coletadas dez amostras de combustível vivo e dez de combustível morto, aleatoriamente, antes das queimadas. O peso fresco das amostras foi determinado com balança Pesola de 100 g.

Intensidade da frente de fogo

De acordo com Luke & McArthur (1978), a intensidade do fogo corresponde a taxa de energia liberada por unidade de comprimento da frente de fogo, considerando-se a quantidade de combustível consumido e a velocidade de propagação do fogo.

A intensidade do fogo foi calculada de acordo com Byran (1959), pela equação a seguir:

$$I = h.w.r \quad (\text{kJ}/(\text{m.s})) \quad (1)$$

Onde:

h = calor efetivo de combustão (kJ/kg), considerando-se 15.500 kJ/kg para a vegetação de savanas (Griffin & Friedel, 1984).

w = peso do combustível consumido (kg/m²)

r = taxa de propagação da frente de fogo (m/s)

A taxa de propagação da frente de fogo irá determinar o tempo de residência para temperaturas letais em um dado ponto, um fator fundamental para a sobrevivência de plantas (Whelan, 1997).

Calor liberado por unidade de área

De acordo com Luke & McArthur (1978) e Rothermel & Deeming (1980), o calor liberado por unidade de área é o melhor indicador de danos sobre a vegetação, mesmo considerando a altura das chamas e altura do chamuscamento e sua relação com a intensidade do fogo.

O calor liberado por unidade de área (H) (Luke & McArthur 1978) foi calculado pela equação a seguir:

$$H = I/r \quad (\text{kJ/m}^2) \quad (2)$$

Onde:

I = intensidade da frente de fogo ($\text{kJ}/(\text{ms})$)

r = velocidade de propagação da frente de fogo (m/s)

Desta forma, considerando a mesma intensidade de fogo, queimadas mais rápidas podem ser menos danosas para as plantas.

Ventos, temperatura e umidade relativa do ar

Durante a realização das queimadas foram determinadas a velocidade do vento (Turbo Meter TM. Davis Instruments, USA), a temperatura e umidade do ar (Hygrometer, Hanna Instruments, Italy).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As queimadas foram realizadas em dias típicos da estação seca na região, ou seja, quentes e com reduzida umidade. A temperatura do ar estava acima de 28°C e umidade relativa do ar abaixo de 31% nas três queimadas (Tabela 1.1).

Tabela 1.1: Comportamento do fogo para as queimadas prescritas anuais em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF, realizadas em agosto de 1998, 1999 e 2000.

Parâmetro	1998	1999	2000
Anos sem queima	23	1	1
Área queimada (ha)	1	1	1
Temperatura do ar (°C)	31,0	30,1	28,2
Umidade relativa do ar (%)	28	31	26
Velocidade do vento (m/s)	0,4	2,0	2,1
Total de combustível (kg/m ²)	0,58	0,34	0,37
Composição (%)			
Gramínea/ciperácea viva	5	15	8
Gramínea/ciperácea morta	54	36	43
Folha viva	7	13	14
Folha morta	13	22	11
Ramo vivo	11	9	10
Ramo morto	9	6	13
Água no combustível (%)			
Folhas vivas	83	95	106
Folhas mortas	14	14	15
Combustível consumido (kg/m ²)	0,53	0,31	0,35
Eficiência de combustão (%)	94	91	95
Velocidade da frente de fogo (m/s)	0,81	0,47	0,30
Intensidade da frente de fogo (kJ/(ms))	6654	2258	1628
Calor liberado (kJ/m ²)	8215	4805	5425

Combustível

Após 23 anos de proteção contra o fogo, o total de combustível na área foi de 0,58 kg/m² (Tabela 1.1). Este valor é próximo aos valores mínimos encontrados por

Sato (1996), Miranda *et al.*, (1996), Castro & Kauffmann (1998), Andrade (1998), Silva (1999) e Neves (2000), para várias fisionomias do Cerrado (0,64 kg/m² a 1,00 kg/m²). Frost & Robertson (1987) encontraram valores entre 0,49 a 0,9 kg/m² para savanas africanas e, San José & Medina (1977) encontraram valores entre 0,98 a 1,1 kg/m² para savanas venezuelanas, considerando queimadas frequentes.

É provável que tempo de proteção de 23 anos para a área de estudo, explique os valores menores de biomassa encontrados. O componente herbáceo pode ter sido limitado em termos de biomassa pela cobertura vegetal morta acumulada durante vários anos e não consumida pelo fogo, a qual pode ter impedido um maior desenvolvimento desta camada. Em áreas com mais de 20 anos de proteção contra o fogo, Andrade (1998) verificou valores de 70% de matéria vegetal morta em comunidades de campo sujo.

Antes das queimadas de 1999 e 2000, o total de combustível na área foi de 0,34 kg/m² e 0,37 kg/m², respectivamente (Tabela 1.1). Estes valores representaram cerca de 60% do total de combustível antes da primeira queimada. Andrade (1998), em estudo sobre a dinâmica do combustível em áreas de campo sujo, observou que em 1 ano após a queima ocorre a recuperação de cerca de 70% do valor da biomassa determinada antes da queimada, e que são necessários entre 18 e 24 meses para a recuperação total da carga de combustível fino.

Os valores encontrados na área para os componentes mortos de gramíneas, folhas e ramos corresponderam a 76,7%, 63,3% e 67,6% antes das queimadas de 1998, 1999 e 2000, respectivamente, sendo a porcentagem antes da primeira queimada similar aos valores para áreas de campo sujo com longo histórico de proteção contra o fogo (Andrade, 1998). Silva (1999) encontrou cerca de 68% a 75%

de carga de combustível fino composta por material morto, em áreas de campo sujo submetidas a regime de queima bienal e quadrienal, respectivamente.

O componente composto por gramíneas favorece a ignição e propagação de queimadas em virtude da facilidade de ressecamento em relação a outros componentes maiores (folhas, ramos) (Luke & McArthur, 1978). Na área amostrada, as gramíneas/ciperáceas apresentaram 59,6%, 50,5% e 51,5% do total de combustível fino, antes das queimadas de 1998, 1999 e 2000, respectivamente (Tabela 1.1). As gramíneas/ciperáceas mortas representaram a maior parte do combustível para este componente, sendo 91,5%, 70,6% e 84,3%, antes das queimadas de 1998, 1999 e 2000, respectivamente. Estes valores são similares aos encontrados por Miranda *et al.*, (1996), Castro & Kauffman (1998) e Silva (1999). A maior porcentagem antes da primeira queimada em 1998 era esperada devido ao acúmulo de material decorrente do longo tempo de proteção contra o fogo.

Um dos fatores que frequentemente afeta a quantidade de combustível em ecossistemas propensos ao fogo é o tempo desde a última queima, considerando que a taxa de acumulação da serrapilheira geralmente excede a taxa de decomposição (Whelan, 1997). Andrade (1998) verificou que em áreas de campo sujo com maior tempo de proteção contra o fogo, a porcentagem de folhas mortas pode ultrapassar 10%, valores similares aos encontrados neste estudo. Os valores são compatíveis com a maior biomassa de lenhosas em áreas protegidas do fogo (San José & Medina, 1977; San José & Farinas, 1991) e baixa taxa de decomposição determinada por (Silva, 1993).

Os valores encontrados para a eficiência de combustão, acima de 90% para as três queimadas, podem ser explicados também pela predominância de gramíneas/ciperáceas mortas na área de estudo e são também semelhantes aos

valores encontrados em áreas de campo sujo por Kauffman *et al.*, (1994), Miranda *et al.*, (1996), Castro & Kauffman (1998), Andrade (1998) e Silva (1999).

Após a primeira queimada houve maior consumo de combustível ($0,53 \text{ kg/m}^2$) em relação à segunda e terceira queimadas, com $0,31 \text{ kg/m}^2$ e $0,35 \text{ kg/m}^2$, respectivamente (Tabela 1.1), o que pode ser consequência da maior quantidade de gramíneas e folhas vivas no combustível das queimadas de 1999 (37%) e 2000 (32%), em relação a 1998 (23%), e que também apresentaram maior conteúdo de água (Tabela 1.1).

Intensidade da Frente de Fogo

A altura das chamas e a altura do chamuscamento nas espécies lenhosas lenhosas têm sido associadas com a intensidade do fogo em ecossistemas propensos a este elemento (Luke & McArthur, 1978; van Wagner, 1972).

Foram encontrados valores de 6654, 2258 e 1628 kJ/(ms) na área amostrada, após as queimadas de 1998, 1999 e 2000, respectivamente (Tabela 1.1). O decréscimo na intensidade do fogo era esperado com a diminuição do combustível após as queimadas. A maior intensidade da frente de fogo, após a primeira queimada, pode ser explicada pela maior velocidade da frente de fogo ($0,81 \text{ m/s}$) em relação às queimadas posteriores e, também, pela maior quantidade de combustível consumido na primeira queimada (Equação 1).

Os valores encontrados para intensidade do fogo foram similares aos encontrados na literatura para áreas de Cerrado. Em áreas de campo sujo, Miranda *et al.*, (1996) Castro & Kauffman (1998), Silva (1999) e Neves (2000) encontraram valores entre 1390 a 14322 kJ/ms.

Os valores de intensidade de fogo encontrados neste estudo, assim como os

demais valores já registrados para áreas de campo sujo, podem ser classificados como de reduzida a média intensidade, quando comparados com incêndios em florestas de coníferas e pradarias (Luke & McArthur, 1978) que podem alcançar 100.000 kJ/ms.

Calor liberado

Os valores encontrados para o calor liberado foram de 8215, 4805 e 5425 kJ/m² após as queimadas de 1998, 1999 e 2000, respectivamente. Estes valores são menores que os valores encontrados por Miranda *et al.*, (1996) em áreas de campo sujo.

O maior valor para a primeira queimada ocorreu em decorrência da maior intensidade do fogo (Equação 1), embora a velocidade da frente de fogo tenha sido também mais elevada (0,81 m/s), resultando em um menor tempo de residência. Já nas queimadas de 1999 e 2000, o calor liberado foi cerca de 40% menor que em 1998. Todavia, as baixas velocidades de propagação indicam um maior tempo de residência da frente de fogo, o que pode resultar em maiores danos às plantas.

Considerações finais

Os valores relativos à carga total de combustível na área queimada foram similares a outros estudos em área de campo sujo. A elevada proporção de gramíneas/ciperáceas, folhas e ramos mortos foi compatível com o maior tempo de proteção contra o fogo na área de estudo, favorecendo uma maior biomassa de elementos lenhosos. O decréscimo na intensidade do fogo era esperado com a diminuição do combustível após as queimadas anuais. Porém, os valores de calor liberado não foram muito inferiores para a segunda e terceira queimadas, em relação

à primeira. A menor taxa de propagação da frente de fogo nestas últimas duas queimadas pode explicar estes valores, os quais podem também resultar em maiores danos para as plantas.

Capítulo II

Impactos das Queimadas na Vegetação Lenhosa

RESUMO

O fogo é um dos principais agentes de modificação da estrutura e composição das comunidades vegetais em ecossistemas savânicos. No regime atual de fogo para o Cerrado, a vegetação lenhosa tem sido impactada com a diminuição da densidade das espécies. Neste Capítulo, o estudo teve o objetivo de avaliar os efeitos do fogo sobre as taxas de mortalidade, caules destruídos e danos totais do fuste principal ("top kill") dos indivíduos de plantas lenhosas, após queimadas prescritas anuais, em uma área de 2.500 m² de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília-DF. Esta área encontrava-se protegida do fogo por 23 anos e, as queimadas foram realizadas nos anos de 1998, 1999 e 2000, na primeira quinzena do mês de agosto, na estação seca. Foram inventariadas todas as plantas do estrato arbustivo-arbóreo, com diâmetro superior a 2,0 cm, à 30 cm do nível do solo, antes e após as queimadas. Antes da primeira queimada, foram selecionados, medidos em altura e diâmetro e identificados todos os indivíduos. Foram calculadas a porcentagem de caules destruídos após cada queimada e o inventário foi realizado novamente após cada queimada prescrita. As comparações entre os dados percentuais de estrutura da vegetação e mortalidade foram analisadas com o teste de porcentagens. O inventário totalizou 39 espécies, com um total de 636 indivíduos. Dentre estas espécies, 13 apresentaram mais de 10 indivíduos. As taxas de mortalidade calculadas para as queimadas anuais foram de 22,5%, 7,5% e 10,5 %, após as queimadas de 1998, 1999 e 2000 respectivamente. Os dados, principalmente da primeira queimada, são bastante superiores em relação à literatura para áreas de Cerrado. A mortalidade afetou os indivíduos de menor porte, entre 1,0 e 2,0 m de altura e entre 2,0 e 3,0 cm de diâmetro. Os dados obtidos para as classes de diâmetro também tomam subestimados os valores apresentados na literatura que consideram diâmetro mínimo de 5 cm para inclusão em inventários. A maioria dos indivíduos que sofreram "top kill" se concentrou na classe de altura entre 0,5 a 1,5 m e, na classe de diâmetro até 5 cm, evidenciando maiores danos para o fuste principal em indivíduos de menor porte. Foram obtidos valores para caules destruídos de 53,10%, 76,42% e 77,80%, após as queimadas de 1998, 1999 e 2000, respectivamente. Estes valores são também superiores a dados literatura para queimadas bienais em áreas de campo sujo. Entre as espécies com mais de 10 indivíduos no inventário inicial, *Roupala montana*, *Acosmium daycarpum*, *Rourea induta* e *Vellozia flavicans* apresentaram taxas de mortalidade mais elevadas, entre 25% e 51,8%, na primeira queimada, caracterizando espécies mais sensíveis à ocorrência frequente de fogo

INTRODUÇÃO

A ocorrência de queimadas ou incêndios, como uma característica dos ecossistemas savânicos, provoca mudanças na florística, fitossociologia e estrutura da vegetação. Podem ocorrer diminuição de densidade de árvores e arbustos, criando condições para o estabelecimento de certas espécies e provocando eliminação de espécies sensíveis (Frost & Robertson, 1987; Agee, 1993; Medina & Huber, 1994), sendo um distúrbio natural dentro dos critérios de Pickett & White (1985): causa rupturas na estrutura dos ecossistemas, comunidades ou populações, com mudanças na disponibilidade de recursos e no meio físico. O fogo é também um dos poucos distúrbios que sozinho, ou em conjunto com outras forças, pode eliminar plantas adultas regularmente (Bond & van Wilgen, 1996).

Ainda podem ocorrer mudanças nas taxas de crescimento e sucesso reprodutivo (Frost & Robertson, 1987; Hoffmann, 1999) e no estabelecimento de plântulas (Bond & van Wilgen, 1996; Franco *et al.*, 1996). O fogo pode também reduzir a biomassa vegetal e a serrapilheira, alterando fluxos de energia, nutrientes e água (Batmanian, 1983; Frost & Robertson, 1987; Medina & Silva, 1990; Kozovitz *et al.*, 1996; Nardoto, 2000).

O ambiente físico também é alterado, com a remoção da camada orgânica do solo, escurecimento da superfície do solo e diminuição da cobertura vegetal. Além disso, o fogo pode interagir de modo sinérgico com outros distúrbios, podendo, por exemplo, aumentar o impacto de ^{tempestades} tempestades, devido às alterações na cobertura do solo, e reduzir a resistência de indivíduos ao ataque de herbívoros e patógenos devido aos danos causados (Agee, 1993).

A sobrevivência de organismos ao fogo será determinada por suas características anatômicas, fisiológicas e comportamentais, além das características ambientais pós-fogo. As modificações em populações e comunidades, fundamentalmente, dependerão destas características individuais (Bond & van Wilgen, 1996; Whelan, 1997).

Também é importante considerar o grau no qual as gemas são protegidas do calor. Em plantas lenhosas, a extensão na qual a parte aérea é afetada e a sobrevivência do câmbio dos caule e da raiz são fatores fundamentais (Bond & van Wilgen, 1996). *VER ORYA 1995*

O papel do fogo no Cerrado tem sido abordado desde as pesquisas iniciais sobre a vegetação deste ecossistema (Rawitscher *et al.*, 1943; Rawitscher, 1946; Ferri, 1963; Rizzini & Heringer, 1962).

Entre as características que reforçam a idéia de estratégias adaptativas da vegetação do Cerrado ao fogo, há forte suberização do tronco e dos galhos permitindo certo grau de isolamento térmico dos tecidos internos, mesmo em temperaturas elevadas (Guedes, 1993; Coutinho, 1990) e, também, ocorrem frutos com capacidade de proteção das sementes *MUITO COM 1967 5,7* (Landim & Hay, 1995; Cirne, 2002). Já foram verificados efeitos positivos do fogo sobre o sucesso reprodutivo de *Byrsonima crassa* (Silva *et al.*, 1996a), sobre a dispersão de sementes *HA TE 1967 5,7* (Coutinho, 1977) e em relação à indução de floração do estrato herbáceo (Coutinho, 1976; Oliveira *et al.*, 1996) para algumas espécies. As gemas apicais de algumas espécies também podem estar protegidas através de catáfilos (Coutinho, 1990). Entre as espécies lenhosas, é comum a capacidade de rebrota através da copa, rizomas, caule, raiz e estruturas subterrâneas (Souza & Soares, 1983; Coutinho, 1990). Estas características também

têm sido observadas em espécies da savana africana (Rutheford 1981; Frost & Robertson 1987).

Entre os efeitos adversos de queimadas frequentes para a flora lenhosa, já foram observados uma diminuição da densidade arbórea como consequência da redução do recrutamento de árvores e aumento do entouceiramento (Ramos, 1990), e diminuição da diversidade de espécies (Sambuichi, 1991). Silva *et al.* (1996b), Silva (1999) e Sato (1996) verificaram elevadas taxas de mortalidade em campo sujo e Cerrado *sensu stricto* após queimadas prescritas. Em fitofisionomias florestais, como cerradão, o fogo pode eliminar muitos indivíduos, tomando este tipo de formação mais rala em termos de elementos lenhosos (Souza & Soares, 1983). Também já foram verificados impactos negativos sobre reprodução sexual através da destruição de estruturas reprodutivas (frutos, flores, sementes) (Hoffmann, 1998). Deve-se considerar que a reprodução através de sementes para as espécies do Cerrado é comum (Laboriau *et al.*, 1964) e as queimadas frequentes podem limitar expressivamente esta capacidade. Em um estudo sobre dinâmica populacional de algumas espécies lenhosas de Cerrado, Hoffmann (1999) verificou que *Miconia albicans*, *Roupala montana*, *Periandra mediterranea* e *Myrsine guianensis* devem sofrer um declínio nas suas populações no regime de fogo atual, ou seja, com intervalos de 1 a 3 anos. O fogo também pode ser um fator de mortalidade importante para plântulas no primeiro ano de vida (Matos, 1994; Franco *et al.*, 1996).

Considerando estes dados, no regime atual de fogo, está claro que a vegetação lenhosa tem sido impactada e a exclusão deste distúrbio em uma área pode levar a um aumento a densidade dos elementos lenhosos e favorecer o surgimento de espécies sensíveis (Moreira, 1992).

Ainda podem ocorrer danos indiretos para a vegetação lenhosa do Cerrado em virtude da perda de nutrientes no atual regime de queimadas frequentes (Coutinho, 1990; Pivello & Coutinho, 1992; Kauffman *et al.*, 1994; Ramos-Neto, 2000; Nardoto, 2000).

Neste Capítulo, foram avaliados os efeitos do fogo sobre as taxas de mortalidade, caules destruídos e danos totais do fuste principal ("top kill") dos indivíduos e espécies de plantas lenhosas, após queimadas prescritas anuais, em uma área de campo sujo. Esta área encontrava-se protegida do fogo por 23 anos.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O trabalho foi desenvolvido na Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE, situada a 35 km ao sul de Brasília-DF. Esta reserva tem uma área de 1360 hectares localizada dentro da Área de Proteção Ambiental-Gama-Cabeça do Veado e, apresenta fisionomias do cerrado *lato sensu* (campo cerrado, campo sujo, cerrado *sensu stricto* e cerradão) e matas de galeria.

Na área da reserva está sendo desenvolvido o projeto "Efeitos do Fogo no Bioma Cerrado", que tem como objetivo investigar os impactos de diferentes regimes de queima sobre a estrutura e funcionamento do Cerrado, dentro do qual este trabalho foi inserido.

A área do projeto, com 1 hectare, foi demarcada no seu centro, em 2500 m,² onde foram realizados os experimentos (Figura 1.2, Capítulo I). A área selecionada foi escolhida por ser um dos poucos remanescentes da reserva com longo tempo de proteção contra o fogo (23 anos).

A área caracteriza-se como campo sujo, o qual é definido como uma forma savânica mais rala do Cerrado, com a camada lenhosa com cobertura de menos de 10% e maior do que zero, sendo que os indivíduos desta camada podem ser distribuídos individualmente ou em grupos (Eiten, 1994). De acordo com Goodland (1971), o campo sujo é caracterizado pela vegetação herbácea, além da presença de alguns arbustos ou árvores pequenas, esparsamente distribuídos. A vegetação herbácea consiste de gramíneas, ciperáceas e muitos sub-arbustos. As plantas desta fitofisionomia, muitas vezes, são constituídas por indivíduos menos desenvolvidos das espécies arbóreas do cerrado *sensu stricto* (Ribeiro & Walter, 1998).

A área também caracteriza-se pelo relevo suave com latossolo vermelho, tipo característico do Cerrado. Ainda, de acordo com Ribeiro & Walter (1998), a área pode ser classificada como campo sujo seco, devido ao lençol freático profundo.

As queimadas foram realizadas nos anos de 1998, 1999 e 2000, na primeira quinzena do mês de agosto, na estação seca, quando ocorre a maioria dos incêndios em áreas de Cerrado.

As queimadas foram realizadas sempre a favor do vento, com o auxílio da brigada de combate aos incêndios do IBGE.

Inventário da Vegetação

Na área de 2.500 m² foram inventariadas todas as plantas do estrato arbustivo-arbóreo, com diâmetro superior a 2,0 cm, à 30 cm do nível do solo, antes e após as queimadas. Antes da primeira queimada, foram selecionados, marcados com números em plaquetas de latão, mensurados em altura e diâmetro e identificados todos os indivíduos. As palmeiras não foram incluídas no inventário.

Este inventário, que também pode ser considerado um censo, considerando todos os indivíduos acima de 2,0 cm de diâmetro, pode aumentar de modo expressivo o número amostrado, mesmo em áreas relativamente pequenas, em relação aos inventários em plantas que utilizam como padrão os diâmetros superiores a 5 cm. Para a distribuição de indivíduos de plantas lenhosas no Cerrado, é maior o número nas classes de diâmetro inferiores a 5 cm (Ottmar *et al.*, 2001).

Além disso, os dados podem trazer resultados mais representativos para taxas de mortalidade, já que plantas menores são mais afetadas pelo fogo (Sato, 1996; Silva, 1999) e, também, representar melhor os padrões de rebrotamento devido a maior abrangência das classes de altura e diâmetro da amostra.

Por convenção, foi amostrado o número de caules para cada indivíduo e, quando distantes em mais de 30 cm, foram considerados indivíduos diferentes (Sambuichi, 1991). Esta consideração deve-se à extensão de estruturas subterrâneas em plantas do Cerrado, a qual pode ligar caules próximos ou distantes de um mesmo indivíduo (Rawitscher *et al.*, 1943). Ainda há possibilidade de amostragem com superestimativa do número de indivíduos neste tipo de inventário, considerando diferentes o mesmo indivíduo, já que em algumas espécies, principalmente do componente sub-arbustivo, o sistema subterrâneo pode ser ainda muito mais extenso e superficial, ligando caules muito distantes do mesmo indivíduo (Rawitscher *et al.*, 1943).

Quando não foi possível a mensuração a 30 cm, caso os caules se separassem em uma altura inferior a esta medida, era considerada a altura de 25 cm, ou menos, caso necessário, em uma redução contínua de 5 cm (Sambuichi, 1991).

Foram também avaliados os indivíduos que apresentarem morte total da parte aérea, com rebrotas basais e/ou subterrâneas, os quais foram definidos com o termo "top kill" (Whelan, 1997).

A porcentagem de caules destruídos (CD) foi calculada de acordo com a equação descrita por Ramos (1990) e modificada por Silva (1999):

$$CD = \frac{\text{n}^\circ \text{ de top kill} + \text{n}^\circ \text{ de ind. mortos}}{\text{n}^\circ \text{ de ind. vivos antes das queimadas}} \times 100 (\%) \quad (1)$$

O inventário foi realizado novamente após cada queimada prescrita, para avaliação de danos nos indivíduos.

As comparações entre os dados percentuais de estrutura da vegetação e mortalidade foram analisadas com o teste de porcentagens ($p < 0,05$) (Sokal & Rohlf, 1997), utilizando-se o programa SAS.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Inventário da vegetação

A Tabela 2.1 apresenta a lista de espécies, o número de indivíduos e a frequência relativa do inventário realizado em 1998, antes da primeira queimada prescrita.

Este inventário totalizou 39 espécies lenhosas, com um total de 636 indivíduos. Dentre estas espécies, 13 apresentaram mais de 10 indivíduos, como *Acosmium dasycarpum*, *Byrsonima verbascifolia*, *Connarus fulvus*, *Davilla elliptica*, *Dimorphandra mollis*, *Eremanthus goyazensis*, *Erythroxylum suberosum*, *Kielmeyera coriacea*, *Ouratea hexasperma*, *Roupala montana*, *Rourea induta*, *Styrax ferrugineus* e *Vellozia flavicans*. Estas espécies representaram 87% dos indivíduos inventariados. Destacaram-se, pelo elevado número de indivíduos, *Davilla elliptica* e *Roupala montana*, com 92 e 123 indivíduos, respectivamente, representando 34% do total de indivíduos inventariados. Nove espécies apresentaram apenas um indivíduo.

Tabela 2.1. Lista de espécies, número de indivíduos e frequência relativa (Fr) do inventário realizado em 1998, em área de campo sujo, protegida de queima por 23 anos, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

Espécie	Nº de indivíduos	Fr
<i>Acosmium dasycarpum</i> (Vogel) Yakovlev	54	8,5
<i>Andira paniculata</i> Benth.	4	0,6
<i>Anonna crassiflora</i> Mart.	1	0,2
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	2	0,3
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth.	7	1,1
<i>Byrsonima crassa</i> Ndz.	5	0,8
<i>Byrsonima</i> sp.	1	0,2
<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) Rich.	28	4,4
<i>Caryocar brasiliense</i> Camb.	2	0,3
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1	0,2
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	14	2,2
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	1	0,2
<i>Davilla elliptica</i> St. Hil.	92	14,5
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	12	1,9
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.)	5	0,8
<i>Eremanthus goyazensis</i> (Gard.) Sch. Bip.	37	5,8
<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	1	0,2
<i>Erythroxylum deciduum</i> St. Hil.	8	1,3
<i>Erythroxylum suberosum</i> St. Hil.	22	3,5
<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.	2	0,3
<i>Hancornia speciosa</i> Gomez	1	0,2
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A. Juss.	2	0,3
<i>Kielmeyera coriacea</i> (Spreng.) Mart	37	5,8
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	1	0,2
<i>Neea theifera</i> Oerst.	6	0,9
<i>Ouratea hexasperma</i> Baill.	38	6,0
<i>Palicourea rigida</i> H. B. K.	7	1,1
<i>Piptadenia</i> sp.	1	0,2
<i>Psidium pohlianum</i> Berg.	1	0,2
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	9	1,4
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	3	0,5
<i>Roupala montana</i> Aubl.	123	19,3
<i>Rourea induta</i> Planch.	20	3,1
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Seem.) D. C. Frodin	4	0,7
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Cov.	4	0,6
<i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart.	42	6,7
<i>Symplocos rhamnifolia</i> A. DC.	4	0,6
<i>Vellozia flavicans</i> Mart. ex Schult.	34	5,3
Total	636	100,0

O inventário, considerando todos os indivíduos acima de 2,0 cm de diâmetro na área de estudo, foi eficiente para aumentar a amostra em uma área relativamente pequena. O número de indivíduos amostrados foi cerca de 50% superior a alguns

inventários realizados em áreas maiores (4 ha), mas considerando apenas indivíduos acima de 5,0 cm de diâmetro (Silva, 1999).

Os dados relativos às classes de altura do inventário inicial (Figura 2.1) mostram que 71,9% dos indivíduos, ou seja, 457, apresentaram altura entre 1,0 m a 2,0 m, sendo que nenhum indivíduo ultrapassou 7,0 m. Os indivíduos com altura até 1,0 m de altura representaram 19,8% do total (126 indivíduos).

Em relação às classes de diâmetro para o inventário inicial (Figura 2.2), 42,9% dos indivíduos amostrados, ou seja 273, apresentaram diâmetros entre 2,0 cm e 3,0 cm. Até 5,0 cm de diâmetro, foram amostrados 84,8% dos indivíduos (540). Estes dados mostram que a maioria dos indivíduos na área amostrada encontravam-se nestas menores classes de diâmetro. Considerando estes dados, inventários em áreas de campo sujo que considerem indivíduos a partir de 2,0 cm de diâmetro podem ser mais representativos da estrutura da vegetação do que inventários a partir de 5,0 cm de diâmetro.

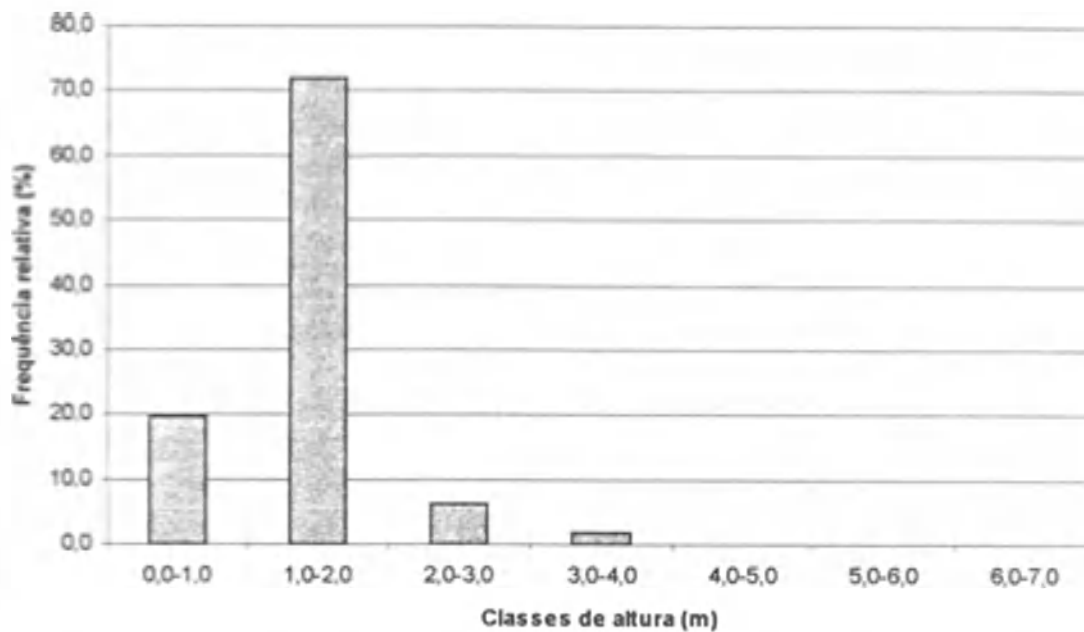


Figura 2.1: Frequência relativa dos indivíduos distribuídos em classes de altura no inventário realizado, antes da queimada prescrita de agosto de 1998, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF (nº total de indivíduos=636).

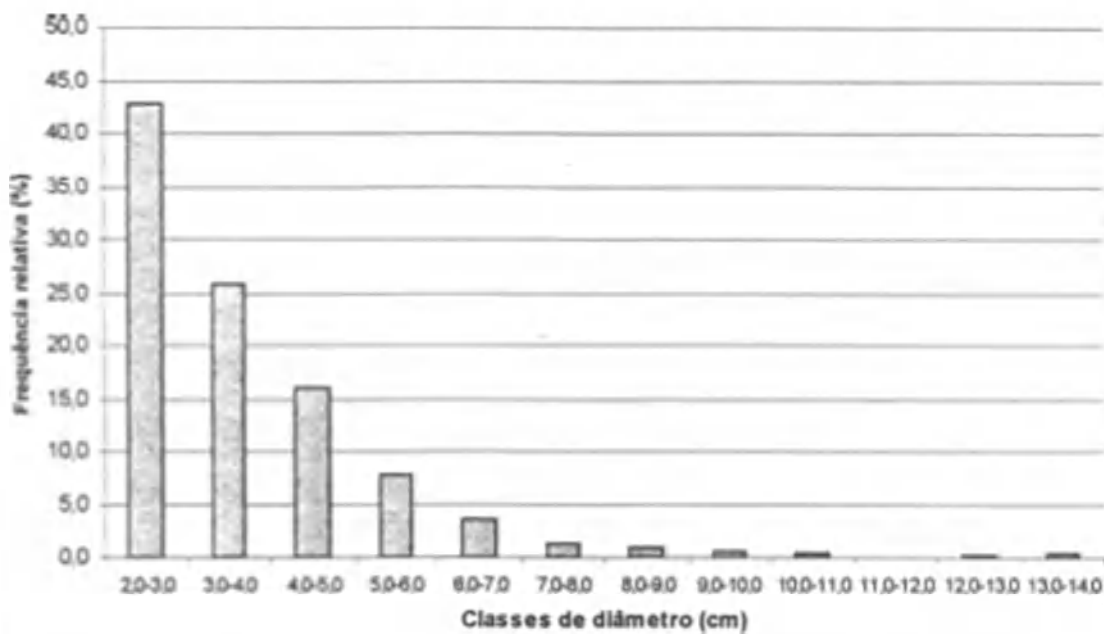


Figura 2.2: Frequência relativa dos indivíduos distribuídos em classes de diâmetro no inventário realizado, antes da queimada prescrita de agosto de 1998, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF (nº total de indivíduos=636).

Impactos das Queimadas na Vegetação Lenhosa

As taxas de mortalidade calculadas para as queimadas anuais foram de 22,5%, 7,5% e 10,5 %, após as queimadas de 1998, 1999 e 2000 respectivamente. Diferenças significativas ($p < 0,05$) foram observadas entre a queimada de 1998 e as queimadas posteriores. Os dados, principalmente da primeira queimada, são bastante superiores em relação à literatura para áreas de Cerrado. Silva (1999) encontrou, para campo sujo, valores entre 5,2% a 9,8% em um regime bienal de fogo e, entre 9,7% e 12,3% em um regime quadrienal. Sato (1996) também observou taxas de mortalidade entre 6,4% e 13% em áreas de cerrado *sensu stricto* e Armando (1994) determinou taxas entre 12% e 15%. Os dados também são discordantes em relação à Ramos (1990), com taxas de mortalidade para arbustos próximas a zero, e concluindo que a mortalidade devida ao fogo um fenômeno raro ou somente manifestado a longo prazo.

Os resultados obtidos neste estudo provavelmente são decorrentes do tipo de inventário realizado, considerando todos os indivíduos acima de 2,0 cm de diâmetro, melhor representando, desta forma, a amostra. Matos (1994) observou taxas de mortalidade ainda mais elevadas (50% a 90%) para plântulas e para formas juvenis de *Blepharocalyx salicifolius*. Por outro lado, Cirne (2002) determinou taxas de 8,6% de mortalidade em indivíduos jovens de *Kielmeyera coriacea*, em área de Cerrado submetida a duas queimadas bienais.

Apesar da redução das taxas de mortalidade após a primeira queimada, a redução na intensidade do fogo nas queimadas de 1999 e 2000 pode ter sido compensada por um aumento no tempo de residência (Tabela 1.1, Capítulo I), o que pode favorecer a ocorrência de temperaturas do câmbio mais elevadas e, conseqüentemente, continuar causando danos para a vegetação.

O aumento de temperatura do câmbio acima de 60 °C, durante um certo

tempo, ocorre principalmente quando a casca não é espessa o suficiente para isolar as estruturas internas. Guedes (1993) estimou em 6 mm a espessura da casca para que ocorra proteção efetiva do tecido do câmbio de espécies lenhosas do Cerrado, durante queimadas.

É provável que mesmo com menor intensidade de fogo, durante a segunda e terceira queimadas (Tabela 1.1, Capítulo I), os danos foram suficientes para manter elevada a taxa de mortalidade nos indivíduos em menores classes de altura e diâmetro. Além disso, deve-se considerar os resultados obtidos para o calor liberado, os quais também foram elevados na segunda e terceira queimadas, embora com valores inferiores à primeira queimada.

A mortalidade afetou principalmente os indivíduos na classe de altura intermediária, entre 1,0 m e 2,0 m, sendo que os valores atingiram 68,5% (98 indivíduos), 73,4% (102 indivíduos) e 73,4% (113 indivíduos) após as queimadas de 1998, 1999 e 2000, respectivamente (Figura 2.3). Não houve diferenças significativas entre as queimadas ($p < 0,05$), para nenhuma classe de altura. Poucos indivíduos (oito no total) foram mortos nas classes de altura entre 2,0 m e 3,0 m nas três queimadas. Estes dados são similares aos encontrados por Sato (1996) e Silva (1999) para áreas de campo sujo.

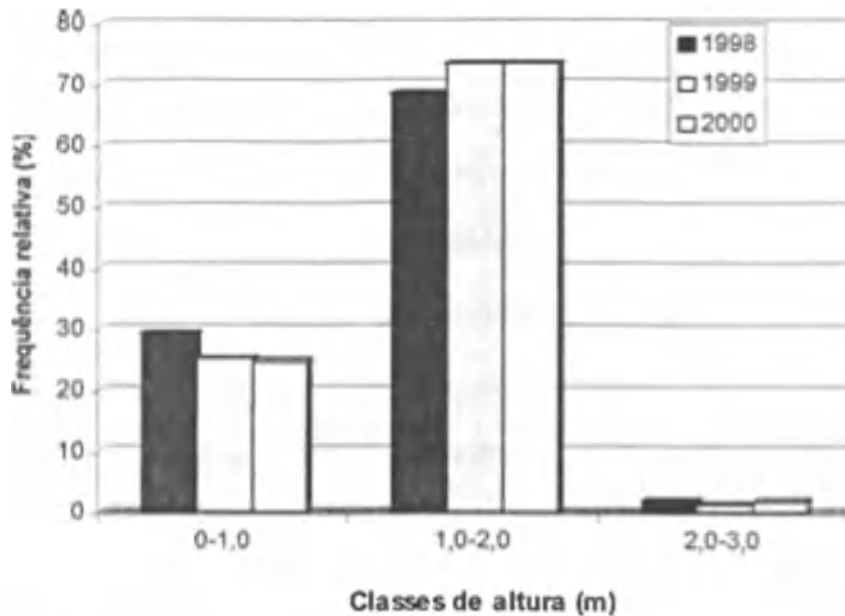


Figura 2.3: Frequência relativa para os indivíduos em diferentes classes de altura que sofreram mortalidade após queimadas prescritas, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF. (n° total de indivíduos mortos: 1998=143; 1999=139; 2000=154).

→ O calor desprendido pelo fogo durante as queimadas afeta principalmente os indivíduos situados em uma altura na faixa de 60 cm, onde ocorre a zona crítica de temperatura (Miranda *et al.*, 1993; Miranda *et al.*, 1996). Assim, indivíduos abaixo de 2,0 m têm maior exposição da copa às maiores temperaturas.

Para este estudo, houve uma maior porcentagem de mortalidade nas classes de diâmetro menores, entre 2,0 cm e 3,0 cm, com 58,7% (84 indivíduos), 54% (75 indivíduos) e 51,3% (79 indivíduos), após as queimadas de 1998, 1999 e 2000, respectivamente (Figura 2.4). A classe de diâmetro entre 3,0 cm e 4,0 cm também concentrou um grande número de indivíduos, representando 23,8% (34 indivíduos), 23,0% (32 indivíduos) e 25,3% (39 indivíduos) do total, após as queimadas de 1998, 1999 e 2000, respectivamente. Não houve diferenças significativas entre as queimadas ($p < 0,05$), para nenhuma classe de diâmetro. Silva (1999) verificou uma

maior mortalidade de indivíduos nas classes de diâmetro entre 5,0 e 5,5 cm, após queimadas bienais e quadrienais em áreas de campo sujo. Em áreas de cerrado *sensu stricto*, Sato (1996) observou resultados similares.

→ Os dados encontrados neste estudo mostram que o diâmetro dos indivíduos é um fator determinante para a sobrevivência e, mesmo plantas não muito altas podem sobreviver caso o diâmetro do caule atinja determinado tamanho. Pelos dados disponíveis, os indivíduos com diâmetro superior a 5,0 cm podem apresentar mais chance de sobrevivência. Os dados obtidos também mostram que a maior mortalidade, acima de 90%, concentrou-se nas classes de diâmetros menores do que 5,0 cm, tornando subestimados os valores apresentados na literatura que consideram este diâmetro mínimo para inclusão em inventários.

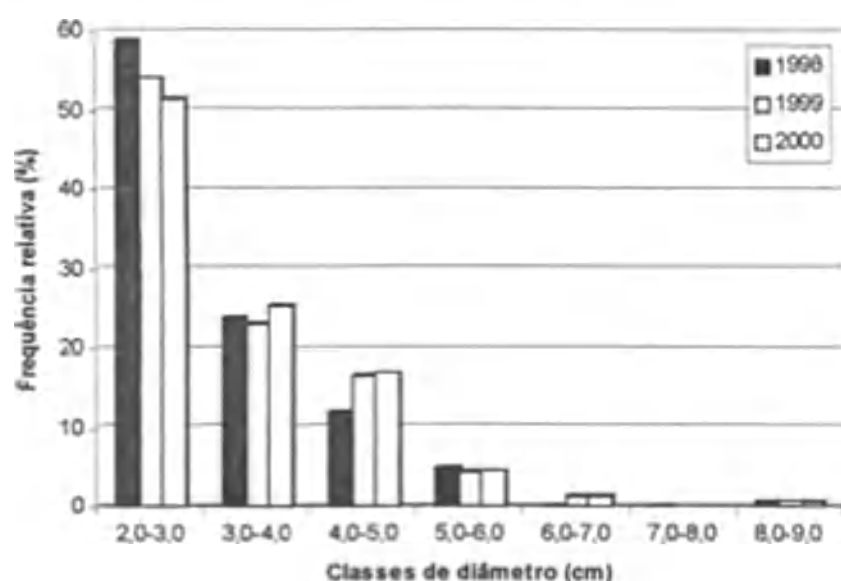


Figura 2.4: Frequência relativa para os indivíduos em diferentes classes de diâmetro que sofreram mortalidade após queimadas prescritas, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF. (n° total de indivíduos mortos: 1998=143; 1999=139; 2000=154).

Em relação aos indivíduos que sofreram "top kill" (dano total do fuste principal,

com rebrotamento a partir de estruturas subterrâneas), a maior parte concentrou-se na classe de altura entre 1,0 m e 1,5 m, com 61,3% (119 indivíduos), 57,8% (137 indivíduos) e 54,5% (128 indivíduos) após as queimadas de 1998, 1999 e 2000, respectivamente (Figura 2.5). Dados semelhantes foram encontrados por Silva (1999) e, assim como os dados de mortalidade, estes podem ser explicados pela maior exposição do tronco e dos galhos de indivíduos nesta classe de altura na zona de temperatura mais alta (60 cm) durante queimadas (Miranda *et al.*, 1993; Miranda *et al.*, 1996).

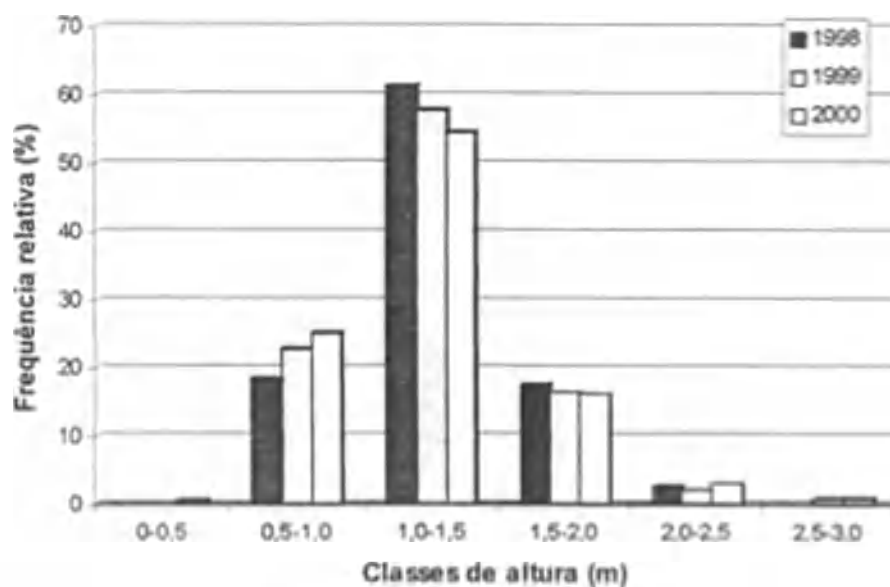


Figura 2.5: Frequência relativa para os indivíduos em diferentes classes de altura que sofreram "top kill" após queimadas prescritas, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF. (nº total de indivíduos em "top kill": 1998=194; 1999=237; 2000=235).

Houve também um aumento do número total de "top kill", sendo 194 indivíduos após a primeira queimada e, 237 e 235 indivíduos, após a segunda e terceira queimadas, respectivamente. Não houve diferenças significativas entre as queimadas ($p < 0,05$), para nenhuma classe de altura.

Os padrões encontrados para indivíduos com "top kill" são similares a dados

de savanas africanas (Norton-Griffiths, 1984), o qual encontrou maior porcentagem deste tipo de dano para indivíduos com menos de 1,0 m de altura.

Para as classes de diâmetro em relação aos indivíduos que sofreram "top kill", os dados mostraram que os indivíduos nas classes menores de diâmetro, até 5,0 cm, foram mais afetados, com 86,6% (121 indivíduos), 88,2% (222 indivíduos) e 89,4% (222 indivíduos), após as queimadas de 1998, 1999 e 2000, respectivamente (Figura 2.6). Este padrão pode refletir a predominância de indivíduos nestas menores classes de diâmetro. Não houve diferenças significativas entre as queimadas ($p < 0,05$), para nenhuma classe de diâmetro.

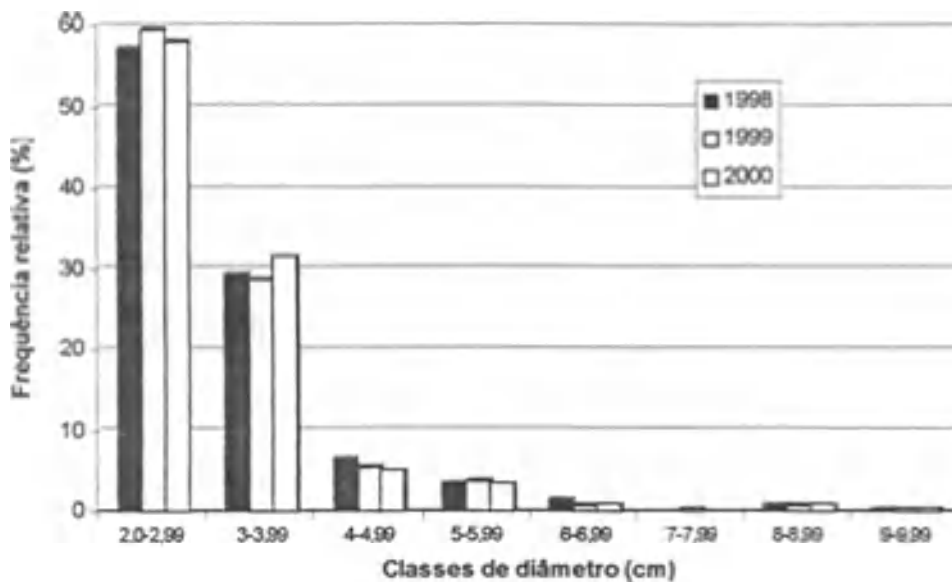


Figura 2.6: Frequência relativa para os indivíduos em diferentes classes de diâmetro que sofreram "top kill" após queimadas prescritas, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF. (nº total de indivíduos em "top kill": 1998=194; 1999=237; 2000=235).

Silva (1999) não encontrou, em área de campo sujo, distinção da incidência de "top kill" por classe de diâmetro. Assim como para a mortalidade dos indivíduos, o diâmetro do tronco e, também, da casca, são fundamentais para a proteção dos

tecidos do caule.

Considerando os dados de "top kill" e os dados de mortalidade observados neste estudo, foram calculadas as porcentagens de caules destruídos, sendo 53,10%, 76,42% e 77,80%, após as queimadas de 1998, 1999 e 2000, respectivamente. Estes valores são superiores aos encontrados por Silva (1999), o qual encontrou valores entre 19,4% e 24,6% em regimes de queima bienais e, similares aos dados de 53,5% em regime quadrienal, em áreas de campo sujo.

Entre os 194 indivíduos que sofreram "top kill" após a primeira queimada, 171 permaneceram neste estado após a segunda queimada, 21 morreram e houve duas rebrotas aéreas (Figura 2.7). Após a terceira queimada, houve um aumento da mortalidade dos indivíduos que tinham permanecido com "top kill", com 35 indivíduos mortos. Não foram alterados o número de indivíduos que estavam mortos após a primeira queimada e que apresentaram rebrotas aéreas.

Neste estudo, o número de indivíduos que permaneceram com "top kill", após as queimadas de 1999 e 2000, foi bastante superior aos dados observados por Silva (1999) em áreas de campo sujo, o qual observou que dos 52 indivíduos no estado de "top kill", apenas oito mantiveram-se neste estado após a terceira queimada, em um regime bienal. Novamente, estes dados devem refletir o tipo de inventário utilizado neste estudo, com maior representação de indivíduos de menor porte na área de campo sujo. Os indivíduos de menor porte são mais afetados pelo fogo e, portanto, são mais propensos a permanecerem no estado de "top kill" ou morrerem após queimadas sucessivas.

Considerando a permanência de grande parte dos indivíduos no estado de "top kill" e, a adição de mais 43 e 41 indivíduos que sofreram este tipo de dano após as queimadas de 1999 e 2000, respectivamente e, ainda, a mortalidade para muitos

indivíduos, a comunidade de lenhosas na área de campo sujo foi afetada de modo expressivo com as queimadas sucessivas. Hoffmann (1999), considera que, apesar do impacto reduzido em indivíduos estabelecidos, o fogo deve ter um impacto negativo forte no crescimento populacional de várias espécies de lenhosas do Cerrado. Os dados obtidos neste estudo reforçam a consideração de forte impacto negativo na estrutura da comunidade.

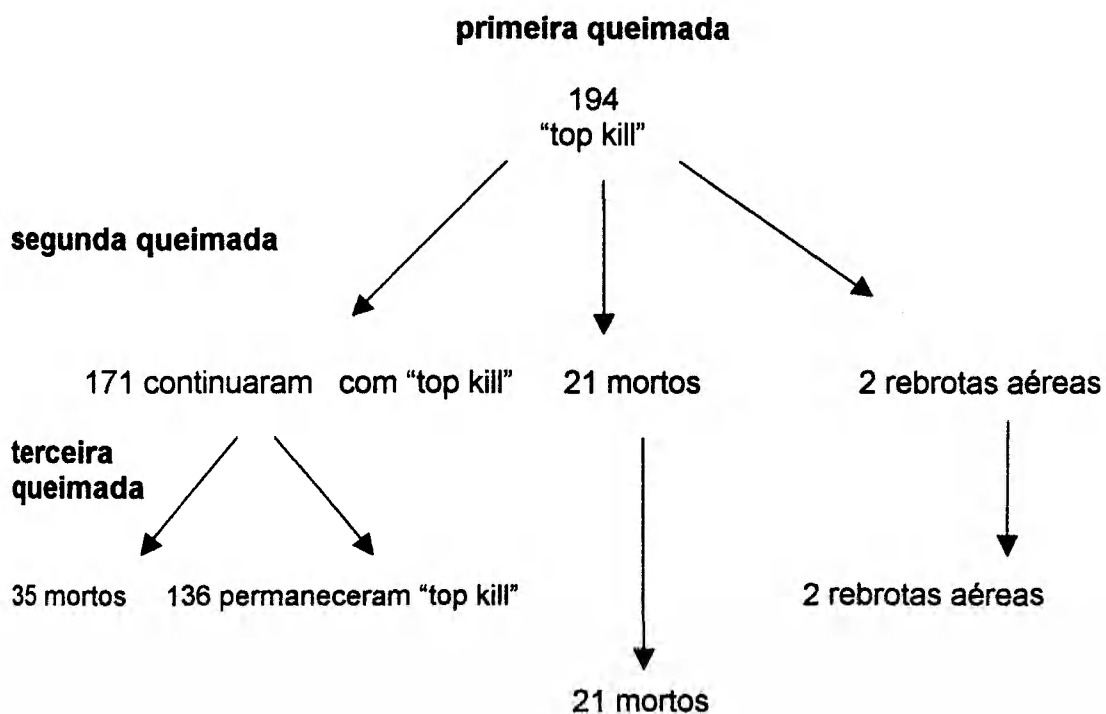


Figura 2.7: Fluxograma para o número de indivíduos que sofreram "top kill" após três queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

A Tabela 2.2 mostra a taxa de mortalidade obtida para cada espécie após as queimadas prescritas anuais. Algumas espécies, como *Byrsonima verbascifolia*, *Davilla elliptica* e *Ouratea hexasperma* obtiveram taxas de mortalidade abaixo de

10%, nas três queimadas, mesmo representadas por mais de 10 indivíduos no inventário inicial. Com exceção de *Byrsonima verbascifolia*, Sato (1996) encontrou dados similares. Moreira (1992) também observou maior tolerância ao fogo em *Ouratea hexasperma*. A estrutura e a espessura da casca destas espécies deve ser um dos determinantes principais para a resistência às queimadas anuais, considerando que o inventário inicial não apresentou maior expressividade de indivíduos maiores de 2,0 m (Figura 1.2, Capítulo I). Outras 17 espécies, representadas por menos de 10 indivíduos, não apresentaram mortalidade após as queimadas prescritas.

Entre as espécies com mais de 10 indivíduos no inventário inicial, *Roupala montana*, *Acosmium daycarpum*, *Rourea induta* e *Vellozia flavicans* apresentaram taxas de mortalidade mais elevadas, entre 25% e 51,8%, na primeira queimada (Tabela 2.2), caracterizando espécies mais sensíveis a ocorrência frequente de fogo. *Annona crassiflora* e *Erythroxylum daphnites*, ambas com apenas um indivíduo no primeiro inventário, em 1998, apresentaram 100% de mortalidade após a primeira queimada.

Para algumas espécies como *Byrsonima verbascifolia*, *Connarus fulvus*, *Enterolobium gummiferum*, *Erythroxylum tortuosum*, *Erythroxylum deciduum*, *Rourea induta* e *Styrax ferrugineus*, as taxas de mortalidade foram reduzidas após a segunda e terceira queimadas. Esta redução significa que alguns indivíduos não estavam mortos e rebrotaram somente após a segunda queimada. Em um estudo no Cerrado, a espécie *Styrax ferrugineus* também foi considerada sensível ao fogo (Moreira, 1992).

Tabela 2.2: Número de indivíduos e taxas de mortalidade por espécie, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

Espécie	no de indivíduos em 1998	% mortalidade			mortalidade acumulada
		1999	2000	2001	
<i>Acosmium dasycarpum</i> (Vogel) Yakovlev	54	40,7	18,7	0,0	59,4
<i>Andira paniculata</i> Benth.	4	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Anonna crassiflora</i> Mart.	1	100,0	0,0	0,0	100,0
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth.	7	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Byrsonima crassa</i> Ndz.	5	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Byrsonima</i> sp.	1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) Rich.	28	10,7	0,0	0,0	10,7
<i>Caryocar brasiliense</i> Camb.	2	0,0	50,0	0,0	50,0
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	14	21,4	0,0	0,0	21,4
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Davilla elliptica</i> St. Hil.	92	7,6	0,0	0,0	7,6
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	12	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.)	5	40,0	0,0	0,0	40,0
<i>Eremanthus goyazensis</i> (Gard.) Sch. Bip.	37	13,5	3,1	0,3	16,9
<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	1	100,0	0,0	0,0	100,0
<i>Erythroxylum deciduum</i> St. Hil.	8	25,0	0,0	0,0	25,0
<i>Erythroxylum suberosum</i> St. Hil.	22	10,0	0,0	5,0	15,0
<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.	2	50,0	0,0	0,0	50,0
<i>Hancornia speciosa</i> Gomez	1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A. Juss.	2	50,0	0,0	0,0	50,0
<i>Kielmeyera coriacea</i> (Spreng.) Mart	37	18,9	0,0	3,3	22,2
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Neea theifera</i> Oerst.	6	0,0	16,6	0,0	16,6
<i>Ouratea hexasperma</i> Baill.	38	7,9	0,0	2,7	10,6
<i>Palicourea rigida</i> H. B. K.	7	0,0	14,3	0,0	14,3
<i>Piptadenia</i> sp.	1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Psidium pohlianum</i> Berg.	1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	9	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	3	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Roupala montana</i> Aubl.	123	43,1	7,1	7,7	57,9
<i>Rourea induta</i> Planch.	20	40,0	0,0	6,2	46,2
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Seem.) D. C. Frodin	4	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Cov.	4	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Styrax ferrugineum</i> Nees & Mart.	42	23,8	0,0	5,7	29,5
<i>Symplocos rhamnifolia</i> A. DC.	4	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Vellozia flavicans</i> Mart. ex Schult.	34	35,3	0,0	16,0	51,3

Felfili et al., (2000) também observaram, em cerrado *sensu stricto*, uma elevada mortalidade das espécies *Rourea induta*, *Erythroxylum deciduum*, *Styrax ferrugineus*, *Roupala montana* e *Erythroxylum tortuosum*. Estes autores também

observaram uma maior mortalidade de *Byrsonima verbascifolia* e *Byrsonima coccolobifolia*, sendo dados diferentes do presente estudo.

As espécies *Miconia albicans*, *Hancornia speciosa*, *Piptadenia* sp., *Psidium pohlianum*, *Casearia sylvestris*, *Byrsonima* sp. e *Dalbergia miscolobium*, com apenas um indivíduo, não apresentaram mortalidade após as três queimadas. Com exceção de *Byrsonima* sp., as demais espécies podem ser resistentes às queimadas frequentes, considerando o porte reduzido destes indivíduos, abaixo de 4,5 cm de diâmetro e 2,1 m de altura. Moreira (1992) encontrou dados diferentes para *Miconia albicans*, enquadrando esta espécie como sensível ao fogo.

→ As taxas de mortalidade, de modo geral, foram mais expressivas após a primeira queimada. Isto pode sugerir que a mortalidade de indivíduos das espécies, pelo menos neste período de quatro anos de acompanhamento, seja consequência dos efeitos diretos do fogo. Em um período de tempo maior, é possível que a mortalidade de indivíduos seja consequência, também, da redução da capacidade de rebrotamento devido à depleção de substâncias de reservas (Kellman, 1986) com a frequente regeneração da parte aérea após as queimadas sucessivas.

Considerações finais

As taxas de mortalidade obtidas neste estudo, bastante superiores a outros dados de literatura em Cerrado, reforçam a necessidade de inclusão nos inventários dos indivíduos de menor porte, abaixo de 5 cm de diâmetro. Considerando que estes indivíduos, abaixo de 5 cm de diâmetro, representam a maioria dos indivíduos em áreas de Cerrado, os inventários que os incluam podem representar melhor os impactos de queimadas sobre a vegetação lenhosa. A mortalidade afetou os indivíduos de menor porte, entre 1,0 e 2,0 m de altura e entre 2,0 e 3,0 cm de

diâmetro. Os valores obtidos para caules destruídos e "top kill" são também superiores a dados literatura para queimadas em áreas de campo sujo e indicam o elevado impacto de queimadas na parte aérea de indivíduos de menor porte. As taxas de mortalidade apresentaram diferenças entre espécies, as quais mostraram diferentes graus de sensibilidade ao fogo. Estas taxas de mortalidade, para os indivíduos e, para as espécies, foram mais expressivas após a primeira queimada, quando ocorreu o maior valor para intensidade do fogo e calor liberado. Dessa forma, é provável que a mortalidade de indivíduos, pelo menos neste período de estudo, seja consequência dos efeitos diretos do fogo.

Capítulo III

Rebrotamento Pós-fogo

RESUMO

A regeneração após o fogo de espécies lenhosas de Cerrado, através estruturas subterrâneas, é uma importante adaptação para a persistência em um ambiente onde incêndios frequentes podem destruir a parte aérea das plantas. Neste Capítulo, o estudo teve como objetivo avaliar os padrões de rebrotamento em plantas lenhosas após queimadas prescritas anuais, em uma área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília-DF. Esta área estava protegida do fogo por 23 anos e foi submetida à queimadas em 1998, 1999 e 2000. Após cada queimada anual prescrita em 1998, 1999 e 2000, na área de 2.500 m², foi determinado o tipo de dano sofrido (parcial ou total) para cada indivíduo, considerando o tipo de rebrota. Foram também mensurados, após cada queimada, o número de rebrotas basais e subterrâneas de cada indivíduo inventariado. Para cada rebrota foram mensurados o diâmetro, a altura e o comprimento. Foi também analisado o número de indivíduos e de rebrotas de algumas espécies que apresentaram rebrotamento pelo sistema subterrâneo, em relação ao tempo transcorrido. As comparações entre os dados percentuais relativos às rebrotas foram analisadas com o teste de porcentagens. Foram avaliadas e mensuradas um total de 1307 rebrotas. O principal impacto das queimadas foi a redução no número de rebrotas com a continuidade das queimadas, sendo o número inicial de 684 e o número final de 248. O porte das rebrotas (altura, comprimento e diâmetro) praticamente não foi afetado pelas queimadas sucessivas. Foram observadas taxas elevadas de mortalidade de rebrotas, após a segunda e terceira queimadas, com valores de 34,8% e 37,8%, respectivamente. É provável que o intervalo entre queimadas frequentes seja insuficiente para a regeneração de grande parte dos indivíduos através de rebrotas e que espécies de lenhosas do Cerrado sejam mais sensíveis ao fogo frequente, causando, entre outros efeitos, um retardo no aparecimento de rebrotas.

INTRODUÇÃO

O processo de rebrotamento de espécies lenhosas é um aspecto ainda pouco estudado do que seria uma característica adaptativa ao fogo no Cerrado. Apesar de ser um modo comum de regeneração vegetativa em resposta ao fogo (Frost & Robertson, 1987; Kauffman, 1991; Agee, 1993; Olson & Platt, 1995; Cardinot, 1998) esta estratégia não garante a dispersão das espécies e a manutenção da variabilidade genética de populações (Lamont, 1988; Landim & Hay, 1995).

› Considerando o tempo necessário para o sucesso reprodutivo sexual (Hoffmann, 1999), um regime de fogo com elevada frequência deve favorecer as espécies com maior capacidade para o rebrotamento (Bond & van Wilgen, 1996).

Estruturas subterrâneas espessas e extensas para armazenagem de água e nutrientes são comuns para várias espécies lenhosas do Cerrado (Rizzini & Heringer, 1962). Estas estruturas são protegidas do calor excessivo de queimadas considerando que o solo nas áreas de Cerrado é um isolante eficiente de temperaturas elevadas, sendo que, abaixo de 5 cm, não há variações significativas (Miranda *et al.*, 1993).

Nas partes mais superficiais do solo, em algumas espécies subarborescentes, encontram-se órgãos subterrâneos volumosos, raízes ou caules, geralmente lignificados e ricos em água e substâncias de reservas, denominados, também, de troncos subterrâneos e xilopódios. A água e as substâncias de reserva, contidas em fragmentos destas estruturas subterrâneas, permitem, em certos casos, a formação de gemas adventícias e o brotamento, em qualquer época do ano (Rawitscher *et al.*, 1943; Rawitscher & Rachid, 1946).

Outras espécies arbóreas, como *Hancornia speciosa* e *Stryphnodendron adstringens*, possuem raízes espessas em forma de tubérculos, semelhantes morfológicamente aos xilopódios de espécies subarborescentes. A diferença principal está no desenvolvimento posterior destes tubérculos em raízes profundas, enquanto os xilopódios são órgãos já desenvolvidos, sem crescimento adicional (Rizzini & Heringer, 1962).

— A regeneração através destes órgãos após o fogo, protegidos pelo isolamento térmico do solo (Bond & van Wilgen, 1996), é uma importante adaptação para a persistência em um ambiente onde incêndios frequentes podem destruir a parte aérea

das plantas (Lacey & Johnston, 1990; Medina & Huber, 1994; Cime & Scarano, 1996; Castro & Kauffman, 1998).

Comparando-se com florestas secas, a razão raiz/parte aérea em plantas de Cerrado alcançam valores até três vezes maiores. Esta elevada razão raiz/parte aérea pode refletir adaptações das plantas a ocorrência de fogo frequente, o qual é comum no cerrado há muito tempo, em comparação com florestas tropicais (Medina & Huber, 1994; Castro & Kauffman, 1998; Moreira & Klink, 2000).

→ Bond & van Wilgen (1996) consideraram que o rebrotamento após o fogo é uma característica antiga e as plantas que se recuperam obrigatoriamente por rebrotas (rebrotadoras) devem ser vistas como formas especializadas que evoluíram em resposta a algum regime de fogo. Já foi observado que espécies na Austrália, que se recuperam obrigatoriamente através de rebrota (rebrotadoras), geralmente possuem uma taxa lenta de crescimento, reduzida razão peso seco da parte aérea/sistema radicular e desenvolvem um extenso sistema radicular em relação às espécies que se recuperam obrigatoriamente por sementes (semeadoras). Nos sistemas radiculares, é armazenado o amido necessário para a rápida recuperação das rebrotas. As espécies semeadoras apresentam como características um rápido crescimento e capacidade reprodutiva precoce, sendo equipadas para maximizar a produção de sementes e estabelecer um banco de sementes expressivo antes do próximo evento de fogo (Pate *et al.*, 1990).

Em um estudo com algumas espécies do Cerrado, Hoffmann (1998) verificou que, sobre queimas frequentes, o número de indivíduos capazes de se reproduzir sexualmente pode declinar gradualmente. Assim, a maioria da população será mantida em um número reduzido, incapaz de alcançar o tamanho para reprodução sexual. O maior tamanho e tolerância ao fogo das rebrotas em relação às plântulas

reforça a importância da reprodução vegetativa sobre queimas frequentes. Assim, é provável que as espécies de árvores incapazes ou de reprodução vegetativa não persistam sobre queimas frequentes (Hoffmann, 1999).

Em um regime de fogo com elevada frequência, como o atual para o Cerrado, o investimento anual/bienal na recuperação da parte aérea pelas espécies lenhosas constitui um gasto energético elevado já que o intervalo entre as queimadas é insuficiente para que as plantas atinjam um tamanho mínimo para resistir ao fogo (Ramos, 1990) ou para obter sucesso reprodutivo sexual (Hoffman, 1998).

Neste Capítulo, o estudo teve como objetivo avaliar os padrões de rebrotamento em plantas lenhosas após queimadas prescritas anuais, em uma área de campo sujo, e analisar possíveis causas para diferenças entre espécies nestes padrões.

As seguintes hipóteses foram testadas: o regime e o comportamento do fogo são fatores fundamentais afetando a capacidade de rebrotamento da comunidade de lenhosas; esta capacidade de rebrotamento deve diminuir no atual regime de fogo do Cerrado, com redução no número e porte das rebrotas após queimadas sucessivas; algumas espécies têm maior capacidade de rebrotamento como adaptação à ocorrência de fogo e apresentam menores taxas de mortalidade.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O trabalho foi desenvolvido na Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE, situada a 35 km ao sul de Brasília-DF. Esta reserva tem uma área de 1360 hectares localizada dentro da Área de Proteção Ambiental Gama-

Cabeça do Veado e, apresenta fisionomias do cerrado *lato sensu* (campo cerrado, campo sujo, cerrado *sensu stricto* e cerradão) e matas de galeria.

Na área da reserva está sendo desenvolvido o projeto Efeitos do Fogo no Bioma Cerrado – Projeto Fogo, que tem como objetivo investigar os impactos de diferentes regimes de queima sobre a estrutura e funcionamento do Cerrado, dentro do qual este trabalho foi inserido.

A área do projeto, com 1 hectare, foi demarcada no seu centro, em 2500 m,² onde foram realizados os experimentos (Figura 1.2, Capítulo I). A área selecionada foi escolhida por ser um dos poucos remanescentes da reserva com longo tempo de proteção contra o fogo (23 anos).

A área caracteriza-se como campo sujo, o qual é definido como uma forma savânica mais rala do Cerrado, com a camada lenhosa com cobertura de menos de 10% e maior do que zero, sendo que os indivíduos desta camada podem ser distribuídos individualmente ou em grupos (Eiten, 1994). De acordo com Goodland (1971), o campo sujo é caracterizado pela vegetação herbácea, além da presença de alguns arbustos ou árvores pequenas, esparsamente distribuídos. A vegetação herbácea consiste de gramíneas, ciperáceas e muitos sub-arbustos. As plantas desta fitofisionomia, muitas vezes, são constituídas por indivíduos menos desenvolvidos das espécies arbóreas do cerrado *sensu stricto* (Ribeiro & Walter, 1998).

A área também caracteriza-se pelo relevo suave com latossolo vermelho, tipo característico do Cerrado. Ainda, de acordo com Ribeiro & Walter (1998), a área pode ser classificada como campo sujo seco, devido ao lençol freático profundo.

As queimadas foram realizadas nos anos de 1998, 1999 e 2000, na primeira quinzena do mês de agosto, na estação seca, quando ocorre a maioria dos incêndios em áreas de Cerrado.

As queimadas foram realizadas sempre a favor do vento, com o auxílio da brigada de combate aos incêndios do IBGE.

Inventário da vegetação

Na área de 2.500 m² foram inventariadas todas as plantas do estrato arbustivo-arbóreo, com diâmetro superior a 2 cm, à 30 cm do nível do solo, antes e após as queimadas. Antes da primeira queimada, foram selecionados, marcados com números em plaquetas de latão, medidos em altura e diâmetro e identificados todos os indivíduos. Após cada queimada prescrita, os indivíduos foram novamente inventariados. Os resultados e discussão do inventário inicial estão apresentados no Capítulo II.

Análise das Rebrotas

, Após cada queimada anual prescrita em 1998, 1999 e 2000, foi determinado o tipo de dano sofrido (parcial ou total), de acordo com o esquema definido por Sato (1996) e Silva (1999):

- dano parcial com rebrota aérea- indivíduos que apresentarem rebrota na parte aérea da planta;
- dano parcial com rebrota basal- indivíduos que apresentarem rebrotas na parte basal da planta;
- rebrota subterrânea- indivíduos que apresentarem rebrota subterrânea;
- dano total- indivíduos que apresentarem morte total;

Foram também mensuradas e etiquetadas com placas de latão, após cada queimada (1998, 1999 e 2000), as rebrotas basais e subterrâneas de cada indivíduo inventariado. Para cada rebrota foram medidos o diâmetro, a altura e o comprimento. O comprimento, ou a medida desde a base até a extremidade da rebrota, foi considerado porque algumas rebrotas podem ter um crescimento em direção diagonal, com diferenças em relação às medidas de altura.

Estes dados foram coletados entre dois à um mês antes das queimadas prescritas para permitir o máximo desenvolvimento das rebrotas.

Foi também utilizado o índice de entouceramento (IE) elaborado por Ramos (1990):

$$IE = \frac{\text{Caulos vivos (rebrotas + sobreviventes)}}{\text{Caulos mortos + caulos vivos}} \quad (1)$$

Em períodos posteriores às queimadas prescritas, com acompanhamentos semanais e mensais, as plantas foram observadas quanto à possível predação das rebrotas por insetos ou mamíferos. Este tipo de dano foi qualificado através de observações visuais diretas, com identificação de sinais de predação parcial ou total nas folhas e ramos.

Foi também analisado o número de indivíduos e de rebrotas de algumas espécies que apresentaram rebrotamento pelo sistema subterrâneo (basais e suterrâneas), em relação ao tempo transcorrido (avaliação mensal).

As comparações entre os dados percentuais relativos às rebrotas foram analisadas com o teste de porcentagens ($p < 0,05$) (Sokal & Rohlf, 1997), utilizando-se o programa SAS.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram avaliadas e mensuradas um total de 1307 rebrotas, a partir de tecidos subterrâneos (basais e subterrâneas), sendo que as rebrotas que surgiam a cada ano foram avaliadas e mensuradas, após cada queimada, até o final do experimento. Houve uma diminuição expressiva no número de rebrotas que surgiram após cada queimada. Após a primeira queimada, surgiram 684 rebrotas, diminuindo para 375, após a segunda queimada e, 248 após a terceira queimada. A maior diminuição no número de rebrotas ocorreu após a segunda queimada, com redução em 54,8% em relação à primeira queimada.

Os índices de entouceiramento atingiram 1,4; 1,2 e 0,9 após a primeira, segunda e terceira queimadas, respectivamente, refletindo a diminuição no número de rebrotas.

Os resultados provavelmente são decorrentes de danos diretos causados pelo fogo frequente nos indivíduos, herbivoria e diminuição de reservas subterrâneas direcionadas para a regeneração da parte aérea após o fogo (Capítulo IV). Um regime de fogo que tome os intervalos de tempo mais curtos que o requerido para a reposição de reservas nos órgãos subterrâneos pode levar ao declínio na capacidade de rebrota e à morte do indivíduo (Kellman, 1986; Miyanishi & Kellman 1986; Cardinot, 1998).

Kauffmann (1991), Moreno & Oechel (1991) e Lloret & Luis (1993) consideraram a intensidade do fogo como um dos fatores determinantes quantidade de rebrotas produzidas. Apesar da diminuição da intensidade do fogo após a segunda e terceira queimadas em relação à primeira (Tabela 1.1, Capítulo I), não houve um aumento no número de rebrotas. Fatores como a depleção de substâncias de

reservas ou danos acumulados nas queimadas sucessivas podem ter sido mais determinantes para a quantidade de rebrotas produzidas (Kellman, 1986).

A Figura 3.1 mostra as classes de altura para as rebrotas, a partir de tecidos subterrâneos, que surgiram após cada queimada. A maior parte destas rebrotas estavam concentradas nas classes de altura até 1,0 m, sendo 96,1% (658 rebrotas), 97% (363 rebrotas) e 100% (248 rebrotas) após a primeira, segunda e terceira queimadas, respectivamente [Os resultados mostram que 1 ano após a queimada, mais de 40% das rebrotas apresentavam altura superior a 60 cm, embora este desenvolvimento não seja suficiente para o escape dos efeitos diretos das chamas, isto porque, a 60 cm altura são registradas as temperaturas mais elevadas durante queimadas de Cerrado (Miranda *et al.*, 1993; Miranda *et al.*, 1996).]

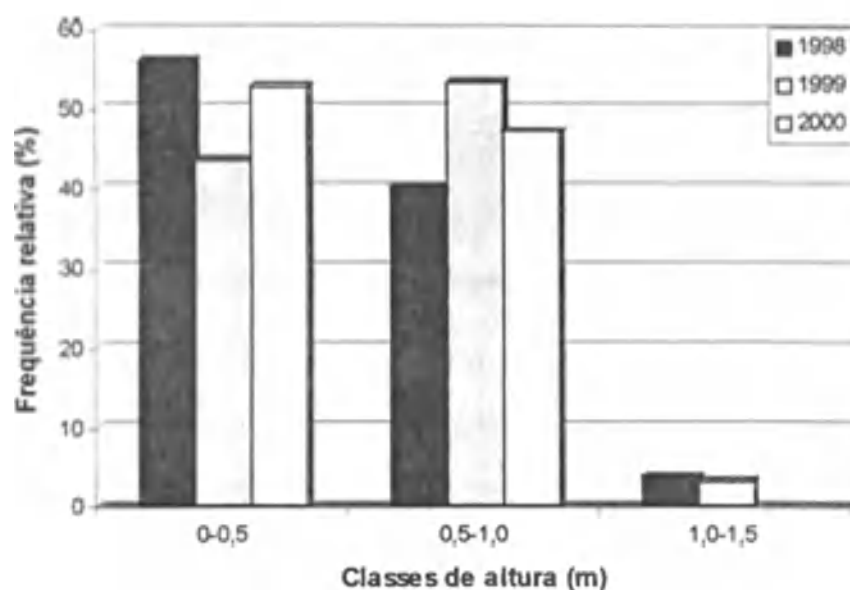


Figura 3.1: Frequência relativa de rebrotas basais e subterrâneas em diferentes classes de altura, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF (número total de rebrotas: 1998=684; 1999=375; 2000=248).

Espécies com rápido desenvolvimento de rebrotas podem ser mais competitivas do que espécies dependentes de sementes para regeneração após o fogo porque teriam acesso rápido à energia disponível (Moreno & Oechel, 1991). Além disso, em algumas espécies de lenhosas do Cerrado, foi observado que as queimadas frequentes podem destruir estruturas de reprodução sexual e, as rebrotas são mais tolerantes ao fogo do que plântulas devido à maior rapidez de crescimento (Matos, 1994; Hoffmann, 1999). É provável que intervalos de 2 anos entre as queimadas permitam um maior crescimento das rebrotas acima de 1,5 m, o que poderia resultar em maiores taxas de sobrevivência das rebrotas.

Houve diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as queimadas para a mortalidade entre as classes de altura. Porém, esperava-se uma mudança nas classes de altura, com rebrotas menores após as queimadas sucessivas, devido aos danos adicionais provocados diretamente pelo fogo nos indivíduos e, também, em virtude da diminuição de amido nos tecidos subterrâneos. Cardinot (1998) verificou que as rebrotas de *Kielmeyera coriacea* e *Roupala montana* apresentaram primeiro um desenvolvimento no tamanho e depois na produção foliar, ou seja, o desenvolvimento ocorre antes do funcionamento completo do aparato fotossintético, decorrente de reservas nos órgãos subterrâneos. Os resultados obtidos neste estudo podem ser, também, consequência da menor intensidade do fogo na segunda e terceira queimadas. Kauffman (1991), estudando os padrões de rebrotamento em espécies da Amazônia, verificou que as rebrotas apresentavam maior altura nas áreas submetidas a queimadas menos intensas.

A capacidade de rebrotamento também pode estar associada a outros fatores como, precipitação (Agee, 1993), herbivoria (Moreno & Oechel, 1991; Cardinot, 1998)

diferenças de habitats e biomassa dos órgãos subterrâneos (Auld, 1990). Dentre estes fatores, a herbivoria e as diferenças anuais na precipitação poderiam explicar as variações temporais na capacidade de rebrotamento da comunidade. Diferenças na biomassa de órgãos subterrâneos, porte dos indivíduos e capacidade de armazenamento de substâncias de reserva poderiam explicar variações entre espécies.

Houve pouca variação na quantidade e distribuição da precipitação logo após as três queimadas (Figura 1.1, Capítulo I), para justificar a diminuição no número de rebrotas determinado.

Em relação à herbivoria, os resultados também não mostraram variações anuais expressivas. Foram observados 10,6%, 9,7% e 8,8% das rebrotas, após a primeira, segunda e terceira queimadas, respectivamente, com algum sinal de herbivoria, por insetos ou mamíferos. Em alguns casos, as rebrotas foram totalmente destruídas (55% dos indivíduos atacados) e, em outros, ocorreram apenas alguns danos parciais (45% dos indivíduos atacados). Entre as espécies mais afetadas destacam-se *Kielmeyera coriacea*, *Roupala montana* e *Acosmium daycarpum*, representando 74,5% dos indivíduos que sofreram herbivoria. Em algumas espécies, a herbivoria pós-fogo, principalmente causada por grandes mamíferos, podem atingir quase a totalidade dos indivíduos com rebrotas (Thomas & Davis, 1989).

Em áreas de Cerrado, após queimadas realizadas em setembro, Cardinot (1998) observou uma elevada incidência de herbivoria exclusivamente por insetos em rebrotas de *Kielmeyera coriacea*, o que resultou em altas taxas de mortalidade.

Em relação ao comprimento das rebrotas após as queimadas prescritas, foi observado o mesmo padrão que o obtido para altura (Figura 3.2).

Foram observados 95,2% (656), 95% (351) e 100% (248) das rebrotas na

classe de comprimento até 1,0 m, após a primeira, segunda e terceira queimadas, respectivamente. Também não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,05$) para o comprimento das rebrotas entre as queimadas.

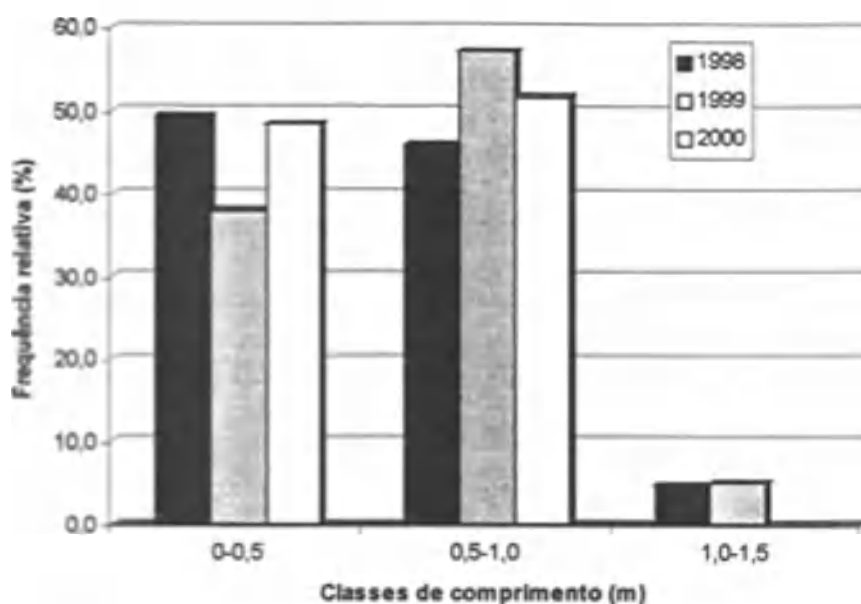


Figura 3.2: Frequência relativa de rebrotas basais e subterrâneas em diferentes classes de comprimento, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF (número total de rebrotas: 1998=684; 1999=375; 2000=248).

A Figura 3.3 mostra que 58,8% (402), 48,3% (181) e 37,9% (94) das rebrotas estavam na classe de diâmetro até 1,0 cm, após a primeira, segunda e terceira queimadas, respectivamente. A maioria das rebrotas não ultrapassou 2,0 cm de diâmetro nos intervalos entre as queimadas e nenhuma rebrota apresentou diâmetro superior a 4,0 cm. Considerando o papel isolante da casca de espécies lenhosas como fator de proteção para as altas temperaturas (Guedes, 1993), o intervalo de tempo entre queimadas frequentes parece ser insuficiente para que o espessamento

da casca possa garantir um isolamento térmico suficiente ao tecido do câmbio.

Poderia ser esperada uma diminuição de diâmetro após a segunda e terceira queimadas em virtude da ação do fogo, fato que não aconteceu. Foram observadas diferenças significativas ($p < 0,05$) para o diâmetro entre as queimadas. Porém, não foi observado um padrão sugerindo uma diminuição no diâmetro com as queimadas sucessivas. O decréscimo de diâmetro só foi observado na classe de 0,0 a 1,0 cm. Todavia, entre a primeira e a terceira queimadas foi observado um acréscimo de 14% no número de rebrotas com diâmetro entre 1,0 e 2,0 cm, e de 5% para aquelas com diâmetro entre 2,0 e 3,0 cm. Estes valores podem estar refletindo o desenvolvimento de rebrotas que sobreviveram às queimadas de 1999 e 2000.

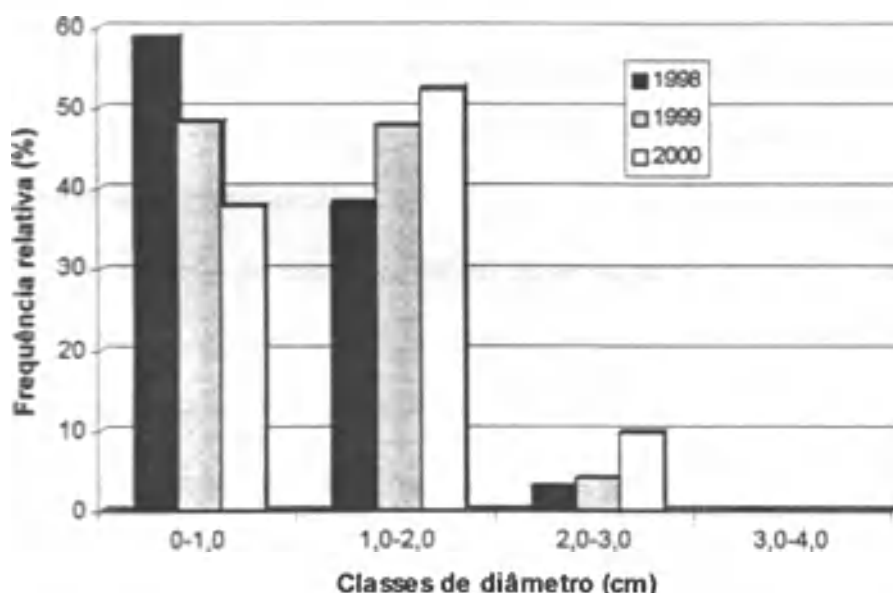


Figura 3.3: Frequência relativa de rebrotas basais e subterrâneas em diferentes classes de diâmetro, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF (número total de rebrotas: 1998=684; 1999=375; 2000=248).

Dentre as 684 rebrotas inventariadas após a primeira queimada (1998), apenas 148 sobreviveram a queimada seguinte (agosto de 1999), resultando em uma taxa de sobrevivência de 21,6%. Do total de rebrotas inventariadas após a segunda queimada

(375 rebrotas novas + 148 rebrotas), apenas 110 sobreviveram à terceira queimada (agosto de 2000), apresentando taxa de sobrevivência de 21,0%, semelhante à determinada para a queimada de 1999.

Em relação à classe de altura, 94,2% (493) e 90,3% (327) destas rebrotas alcançaram até 1,0 m, após a segunda e terceira queimadas, respectivamente (Figura 3.4), estando ainda inseridas dentro da faixa de altura crítica de temperatura durante queimadas (Miranda *et al.*, 1993). Algumas poucas rebrotas ultrapassaram 1,5 m de altura, sendo até 2,5 m o máximo observado. Não houve diferenças significativas ($p > 0,05$) entre as queimadas para as classes de altura.

Dados similares foram obtidos para o comprimento destas rebrotas (Figura 3.5), com 92,7% (485) e 87,4% (313) até 1,0 m, após a segunda e terceira queimadas, respectivamente. O máximo de comprimento observado também não ultrapassou 2,5 m. Não houve diferenças significativas entre as queimadas ($p > 0,05$) para o comprimento das rebrotas.

Para as classes de diâmetro, foram observadas 91,4% (478) e 83% (297) das rebrotas até 2,0 cm, após a segunda e terceira queimadas, respectivamente (Figura 3.6). Assim, a maior parte das rebrotas não alcançou um diâmetro suficiente para resistir às temperaturas elevadas. Alguns poucos indivíduos, sendo 21, 45 e 61 após a primeira, segunda e terceira queimadas, respectivamente, se situaram na faixa entre 2,0 e 6,0 cm de diâmetro, com maiores possibilidades de sobrevivência ao fogo frequente. Foram observadas diferenças significativas ($p < 0,05$) nas classes entre 0,0-1,0 cm e 2,0-3,0 cm entre as queimadas. A redução de diâmetro na classe entre 0,0 e 1,0 cm (cerca de 10%), entre a segunda e terceira queimadas, não foi observada na classe entre 1,0 e 2,0 cm de diâmetro, que apresentou um acréscimo de cerca de 40% após a terceira queimada.

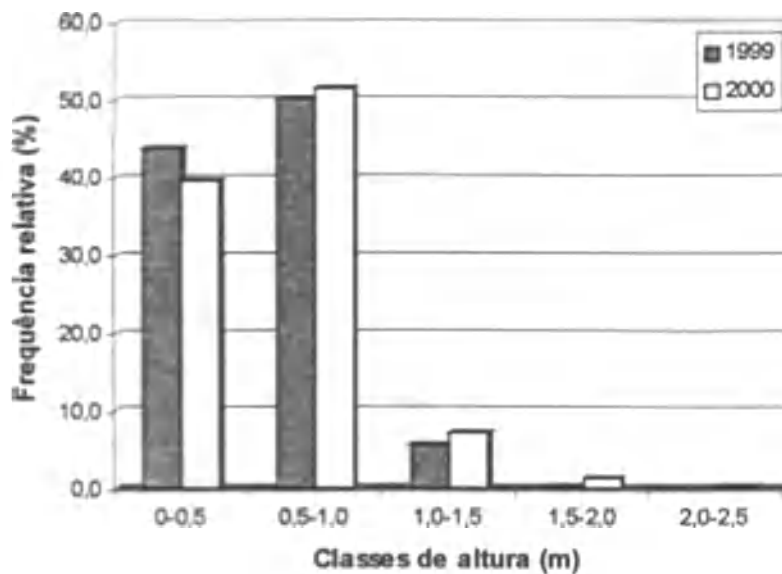


Figura 3.4: Frequência relativa de rebrotas basais e subterrâneas acumuladas em diferentes classes de altura, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF (número total de rebrotas acumuladas: 1999= 523; 2000=358).

Entre as 684 rebrotas que surgiram após a primeira queimada, 238 (34,8%) morreram após a segunda queimada. Este porcentagem aumentou para 37,8% (401 rebrotas) após a terceira queimada, considerando as rebrotas que surgiram após a primeira e segunda queimadas. Estas taxas de mortalidade elevadas se aproximam dos dados encontrados para as formas juvenis de *Blepharocalyx salicifolius* (Matos, 1994).

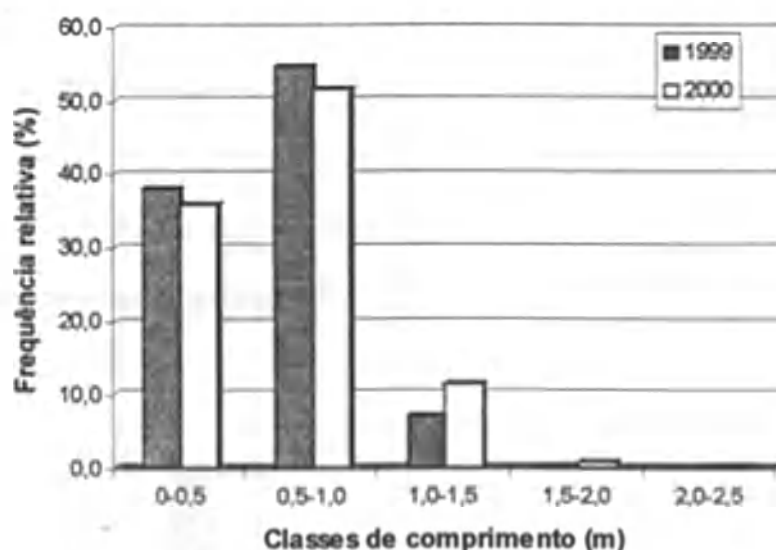


Figura 3.5: Frequência relativa de rebrotas basais e subterrâneas acumuladas em diferentes classes de comprimento, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF (número total de rebrotas acumuladas: 1999= 523; 2000=358).

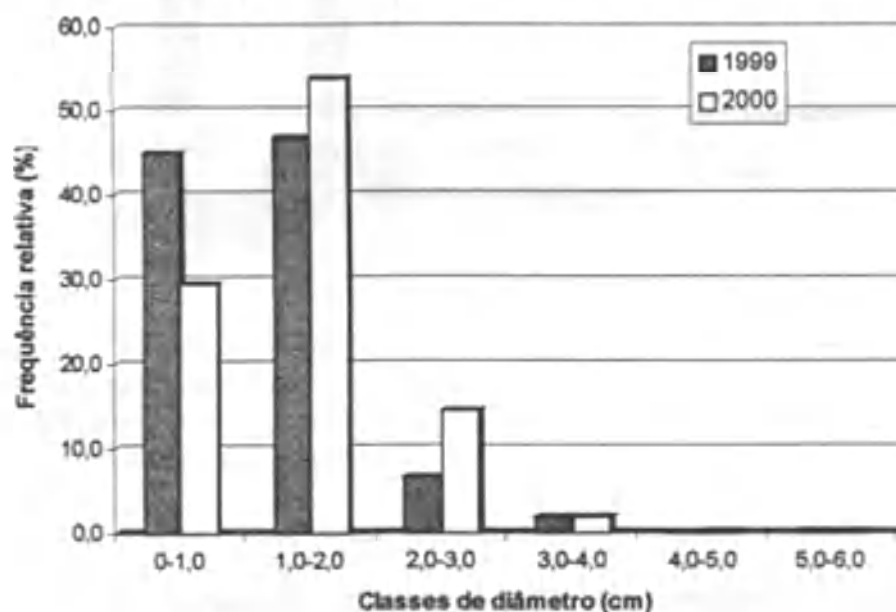


Figura 3.6: Frequência relativa de rebrotas basais e subterrâneas acumuladas em diferentes classes de diâmetro, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF (número total de rebrotas acumuladas: 1999= 523; 2000=358).

As rebrotas com maior mortalidade pertenciam às classes de altura entre 0 e 0,5 m, com 68,9% (164) e 68,3% (274), após a segunda e terceira queimadas,

respectivamente (Figura 3.7) e, também, representavam a maior parte das rebrotas amostradas (Figura 3.1). Esta faixa de altura corresponde a zona crítica de temperatura do ar durante as queimadas de Cerrado (Miranda *et al.*, 1993). Não houve diferenças significativas entre as queimadas ($p > 0,05$) para a mortalidade nas diferentes classes de altura.

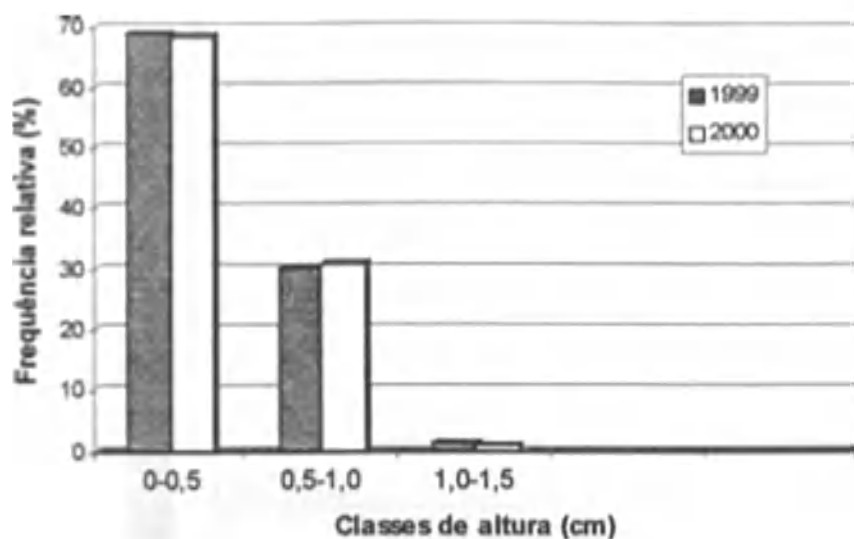


Figura 3.7: Frequência relativa de rebrotas basais e subterrâneas que sofreram mortalidade em diferentes classes de altura, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF (número total de rebrotas mortas: 1999=238 ; 2000=401).

Os dados relativos ao comprimento das rebrotas que morreram após as queimadas também são similares (Figura 3.8), com 63,4% (151) e 62,6% (251) das rebrotas até 0,5 m, após a segunda e terceira queimadas, respectivamente, não sendo significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Os dados relativos ao diâmetro mostram uma maior mortalidade de rebrotas nas classes entre 0,5 e 1,5 cm, com 75,6% (180) e 79,5% (319), após a segunda e terceira queimadas, respectivamente (Figura 3.9). A amostragem das rebrotas também apresentou uma maior proporção nestas classes de diâmetro (Figura 3.3). Não foram verificadas diferenças significativas ($p > 0,05$) entre as queimadas. O diâmetro reduzido alcançado pelas rebrotas e, conseqüentemente, a casca pouco espessa, em virtude do curto intervalo de tempo entre as queimadas, deve ser o principal determinante para a mortalidade.

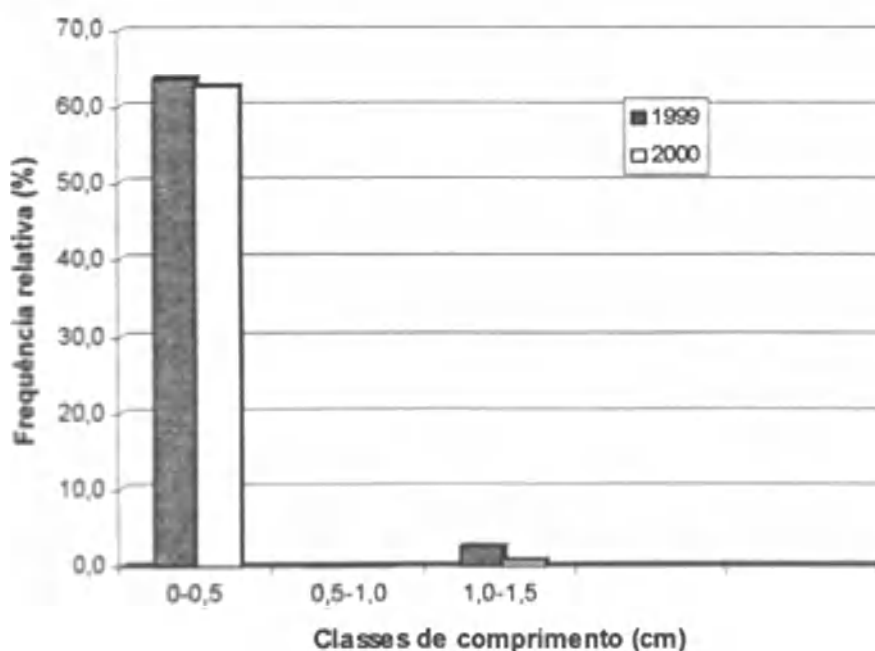


Figura 3.8: Frequência relativa de rebrotas basais e subterrâneas que sofreram mortalidade em diferentes classes de comprimento, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF (número total de rebrotas mortas: 1999=238 ; 2000=401).

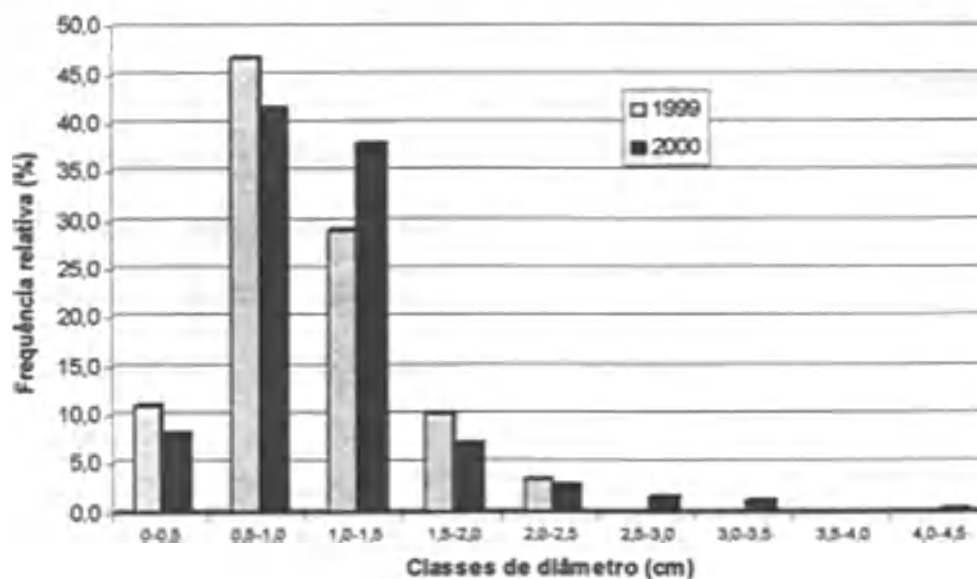


Figura 3.9: Frequência relativa de rebrotas basais e subterrâneas que sofreram mortalidade em diferentes classes de diâmetro, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF (número total de rebrotas mortas: 1999=238 ; 2000=401).

A Tabela 3.1 apresenta os dados relativos ao tipo de rebrota por indivíduo após as três queimadas prescritas. Houve uma predominância de indivíduos com dano parcial da copa e rebrota aérea, seguido de indivíduos que sofreram dano parcial com rebrota basal. O número de indivíduos que sofreram rebrotas subterrâneas foi pequeno e, também, em menor número, estão os indivíduos que sofreram dano parcial com rebrotas mistas (aéreas, basais e subterrâneas). Foram observadas diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os indivíduos que apresentaram rebrotas aérea e basal para a primeira, segunda e terceira queimadas.

Os valores encontrados neste estudo são similares aos padrões observados por Sato (1996), Cardinot (1998) e Silva (1999). O elevado número de rebrotas aéreas

pode significar uma proteção eficiente de tecidos do câmbio e das gemas dormentes (Putz & Brokaw, 1989). Da mesma forma, o elevado número de indivíduos que rebrotaram a partir de porções subterrâneas, demonstra o grau de eficiência deste tipo de adaptação ao fogo. Souza & Soares (1983) consideraram que as adaptações ao fogo na parte aéreas de plantas lenhosas, como cascas espessas e catáfilos pilosos refratários ao calor, são menos eficientes, no caso de queimadas intensas, quando comparadas com a capacidade de rebrotamento a partir das estruturas subterrâneas.

Tabela 3.1: Tipo de rebrota, número de indivíduos (n) e frequência relativa (Fr) após as três queimadas prescritas anuais (agosto de 1998, 1999 e 2000), em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

Tipo de rebrota	1998		1999		2000	
	n	Fr	n	Fr	n	Fr
Aérea	232	47,1	223	44,9	198	41,1
Aérea e basal	58	11,8	34	6,8	41	8,5
Basal	179	36,3	206	41,4	214	44,4
Aérea, basal e subterrânea	3	0,6	3	0,6	2	0,4
Aérea e subterrânea	6	1,2	2	0,4	6	1,2
Basal e subterrânea	12	2,4	10	2,0	5	1,0
Subterrânea	3	0,6	19	3,8	16	3,3
Total	493	100,0	497	100,0	482	100,0

As espécies presentes na área apresentaram padrões diferentes de resposta ao fogo (Tabela 3.2). Algumas espécies apresentaram danos parciais com rebrotamento exclusivamente aéreo, após as queimadas anuais, como *Byrsonima crassa*, *Byrsonima* sp., *Caryocar brasiliense*, *Dalbergia miscolobium*, *Hancornia speciosa*, *Heteropteris byrsonimifolia*, *Miconia albicans*, *Psidium pohlianum*, *Qualea grandiflora*, *Symplocos rhamnifolia* e *Vellozia flavicans*. Todavia, o número reduzido de indivíduos destas 11 espécies na amostra torna limitada a interpretação deste resultado. Entretanto, este padrão pode estar relacionado com o maior porte destes indivíduos.

Tabela 3.2: Tipo de rebrota por indivíduo para cada espécie após as queimadas anuais prescritas, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

Espécie	número de indivíduos	indivíduos com rebrotas mistas (%)			indivíduos com rebrotas bas/sub (%)			Indivíduos com Rebrotas aéreas (%)		
		1999	2000	2001	1999	2000	2001	1999	2000	2001
<i>Acosmium dasycarpum</i> (Vogel) Yakovlev	54	1,8	0,0	0,0	40,7	42,6	38,8	16,6	5,5	9,2
<i>Andira paniculata</i> Benth.	4	0,0	0,0	0,0	75,0	75,0	75,0	25,0	25,0	25,0
<i>Annona crassiflora</i> Mart.	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	2	0,0	0,0	0,0	50,0	50,0	50,0	50,0	50,0	50,0
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth.	7	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4	0,4	0,8	0,6	0,6
<i>Byrsonima crassa</i> Ndz.	5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	100,0
<i>Byrsonima</i> sp.	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	100,0
<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) Rich.	28	3,6	7,1	7,1	0,0	3,6	3,6	85,7	85,7	82,1
<i>Caryocar brasiliense</i> Camb.	2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	50,0	50,0
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	100,0	0,0	0,0	0,0
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	14	21,4	7,1	7,1	42,8	64,3	64,3	14,3	14,3	14,3
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	100,0
<i>Davilla elliptica</i> St. Hil.	92	18,5	6,5	6,5	17,4	23,9	28,6	56,2	61,9	57,6
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	12	8,3	0,0	0,0	25,0	33,3	41,6	66,6	66,6	58,3
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.)	5	0,0	0,0	0,0	0,0	40,0	40,0	40,0	40,0	40,0
<i>Eremanthus goyazensis</i> (Gard.) Sch. Bip.	37	24,3	10,8	10,8	54,0	67,6	67,6	8,1	5,4	2,7
<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Erythroxylum deciduum</i> St. Hil.	8	0,0	12,5	12,5	50,0	62,5	62,5	25,0	25,0	25,0
<i>Erythroxylum suberosum</i> St. Hil.	22	0,0	10,0	10,0	22,7	22,2	22,7	68,2	54,5	54,5
<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.	2	0,0	0,0	0,0	50,0	50,0	50,0	0,0	50,0	100,0
<i>Hancornia speciosa</i> Gomez	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	100,0
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A. Juss.	2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	50,0	100,0	100,0
<i>Kielmeyera coriacea</i> (Spreng.) Mart	37	8,1	5,4	5,4	29,7	45,9	45,9	43,2	29,7	21,6
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	100,0
<i>Neea theifera</i> Oerst.	6	0,0	0,0	0,0	100,0	83,3	83,3	0,0	0,0	0,0
<i>Ouratea hexasperma</i> Baill.	38	52,6	31,6	18,4	18,4	31,6	31,6	21,0	31,6	42,1
<i>Palicourea rigida</i> H. B. K.	7	0,0	0,0	0,0	42,8	42,8	42,8	57,1	42,8	42,8
<i>Piptadenia</i> sp.	1	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	100,0	0,0	0,0	0,0
<i>Psidium pohlianum</i> Berg.	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	100,0
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	100,0
↪ <i>Qualea parviflora</i> Mart.	3	0,0	0,0	0,0	33,3	33,3	33,3	66,6	66,6	66,6
<i>Roupala montana</i> Aubl.	123	4,9	5,7	5,7	30,9	37,4	36,6	21,1	9,7	6,5
<i>Rourea induta</i> Planch.	20	10,0	5,0	5,0	55,0	70,0	65,0	0,0	5,0	10,0
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Seem.) D. C. Frodin	4	0,0	0,0	0,0	50,0	50,0	50,0	50,0	50,0	50,0
↪ <i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Cov.	4	15,0	15,0	15,0	0,0	0,0	0,0	75,0	75,0	75,0
<i>Styrax ferrugineum</i> Nees & Mart.	42	4,8	2,4	2,4	52,4	71,4	71,4	19,0	9,5	4,8
<i>Symplocos rhamnifolia</i> A. DC.	4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	100,0	100,0
<i>Vellozia flavicans</i> Mart. ex Schult.	34	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	64,7	73,5	61,8

Outro grupo, representado por espécies com número de indivíduos mais representativo na amostra, apresentou como resposta após as queimadas prescritas, todos os tipos de rebrotamento combinados ou isolados, incluindo indivíduos com

rebrotas aéreas, indivíduos com rebrotas basais/subterrâneas e aéreas e indivíduos com rebrotas basais e subterrâneas. Este grupo incluiu a maioria das espécies (21): *Acosmium daycarpum*, *Andira paniculata*, *Aspidosperma tomentosum*, *Byrsonima verbacifolia*, *Connarus suberosus*, *Davilla elliptica*, *Dymorphandra mollis*, *Schefflera macrocarpa*, *Enterolobium gummiferum*, *Eremanthus goyazensis*, *Erythroxylum suberosum*, *Erythroxylum deciduum*, *Erythroxylum tortuosum*, *Kielmeyera coriacea*, *Ouratea hexasperma*, *Palicourea rigida*, *Qualea parviflora*, *Roupala montana*, *Rourea induta*, *Stryphnodendron adstringens* e *Styrax ferrugineus*. Esta forma combinada de resposta ao fogo parecer a mais comum (Sato, 1996; Silva, 1999).

Entre as espécies com mais de 10 indivíduos, apenas *Acosmium dasycarpum* não apresentou um aumento no número de indivíduos com rebrotamento a partir de tecidos subterrâneos com a continuidade das queimadas. Como esperado, com o aumento de caules destruídos com as queimadas sucessivas, uma maior proporção de indivíduos apresentou este tipo de rebrotamento como resposta ao fogo. Da mesma forma, houve, de modo geral, uma diminuição na proporção de indivíduos com rebrotamento exclusivamente aéreo.

Apenas as espécies *Casearia sylvestris* e *Piptadenia* sp. apresentaram rebrotamento exclusivamente basal e subterrâneo (Tabela 3.2). Considerando que o inventário inicial incluiu um número expressivo de indivíduos de porte reduzido, com menos de 5,0 cm de diâmetro e entre 1,0 e 2,0 m de altura, o rebrotamento a partir de tecidos subterrâneos é mais comum neste tipo de indivíduo, onde ocorre mais frequentemente "top kill." Embora alguns estudos sugiram formas diferentes de rebrotamento entre as espécies (Sato, 1996), é provável que este tipo de resposta esteja mais relacionado com o porte dos indivíduos (Gillon, 1983).

A Tabela 3.3 apresenta o número e a média de rebrotas a partir de tecidos subterrâneos por espécie, após as queimadas anuais prescritas.

Após a primeira queimada algumas espécies com mais de 10 indivíduos se destacaram pelo maior número médio de rebrotas a partir de tecidos subterrâneos, acima de 1,4 rebrotas/indivíduo como, *Byrsonima coccolobifolia*, *Connarus suberosus*, *Eremanthus goyazensis*, *Kielmeyera coriacea*, *Neea theifera*, *Ouratea hexasperma* e *Styrax ferrugineus* (Tabela 3.3).

De modo geral, houve uma redução expressiva destas rebrotas após a primeira e segunda queimadas. Porém, esta redução foi mais acentuada para algumas espécies como *Acosmium dasycarpum*, *Kielmeyera coriacea*, *Ouratea hexasperma*, *Roupala montana* e *Styrax ferrugineus*. Embora estas espécies tenham desenvolvido a capacidade de rebrotamento após a primeira queimada, esta foi afetada de modo mais acentuado após as queimadas sucessivas. Assim, provavelmente estas espécies sejam adaptadas a uma frequência menor de queimadas.

Queimadas mais intensas têm afetado negativamente a produção de rebrotas de várias espécies em ecossistemas propensos ao fogo (Kayll & Gimingham, 1965; Malanson & Trabaud, 1988; Moreno & Oechel, 1991, Lloret & Luis, 1993). Mesmo com a redução da intensidade do fogo após a primeira queimada (Tabela 1.1, Capítulo I), a diminuição no número de rebrotas deve ser efeito dos danos acumulados com as queimadas sucessivas e consequente redução de substâncias de reserva nos tecidos subterrâneos.

Tabela 3.3: Número de rebrotas basais e subterrâneas e média de rebrotas (desvio padrão) para cada espécie, após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

Espécie	1998		1999		2000	
	no de rebrotas	média (dp)/	no de rebrotas	média (dp)/	no de rebrotas	média (dp)/
	basais/subt.	indivíduo	basais/subt.	indivíduo	basais/subt.	indivíduo
<i>Acosmium dasycarpum</i> (Vogel) Yakovlev	40	0,7 (0,64)	18	0,3 (0,77)	11	0,2 (0,69)
<i>Andira paniculata</i> Benth.	5	1,2 (0,70)	4	1,0 (0,81)	4	1,0 (0,81)
<i>Annona crassiflora</i> Mart.	2	2,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	3	1,5 (0,70)	3	1,5 (0,70)	2	1,0 (0,00)
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth.	16	2,3 (0,67)	12	1,7 (0,55)	8	1,1 (0,59)
<i>Byrsonima crassa</i> Ndz.	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)
<i>Byrsonima</i> sp.	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)
<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) Rich.	1	0,1 (0,18)	1	0,1 (0,18)	1	0,1 (0,18)
<i>Caryocar brasiliense</i> Camb.	1	0,5 (0,70)	1	0,5 (0,70)	1	0,5 (0,70)
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	3	3,0 (0,00)	3	3,0 (0,00)	3	3,0 (0,00)
<i>Conarus suberosus</i> Planch.	23	1,6 (1,18)	15	1,1 (0,65)	10	0,7 (0,75)
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)
<i>Davilla elliptica</i> St. Hil.	108	1,2 (0,87)	75	0,8 (0,72)	53	0,6 (0,84)
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	7	0,6 (1,08)	5	0,4 (0,97)	5	0,4 (0,97)
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.)	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)
<i>Eremanthus goyazensis</i> (Gard.) Sch. Bip.	55	1,5 (0,61)	35	0,9 (0,65)	20	0,5 (0,74)
<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)
<i>Erythroxylum deciduum</i> St. Hil.	6	0,7 (0,55)	5	0,6 (0,42)	5	0,6 (0,42)
<i>Erythroxylum suberosum</i> St. Hil.	9	0,4 (0,88)	6	0,3 (0,53)	4	0,2 (0,46)
<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.	3	1,5 (0,70)	3	1,5 (0,70)	3	1,5 (0,70)
<i>Hancornia speciosa</i> Gomez	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A. Juss.	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)
<i>Kielmeyera coriacea</i> (Spreng.) Mart	55	1,5 (0,56)	24	0,6 (0,79)	15	0,4 (0,58)
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)
<i>Neea theifera</i> Oerst.	24	4,0 (0,78)	14	2,3 (0,65)	12	2,0 (0,81)
<i>Ouratea hexasperma</i> Baill.	63	1,7 (0,54)	26	0,7 (0,48)	14	0,4 (0,61)
<i>Palicourea rigida</i> H. B. K.	9	1,3 (0,72)	6	0,9 (0,73)	5	0,7 (0,80)
<i>Piptadenia</i> sp.	1	1,0 (0,00)	1	1,0 (0,00)	1	1,0 (0,00)
<i>Psidium pohlianum</i> Berg.	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	4	1,3 (1,15)	3	1,0 (1,00)	3	1,0 (1,00)
<i>Roupala montana</i> Aubl.	114	0,9 (0,86)	42	0,3 (0,65)	26	0,2 (0,62)
<i>Rourea induta</i> Planch.	27	1,3 (0,73)	16	0,8 (0,56)	16	0,8 (0,65)
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Seem.) D. C. Frodin	3	0,7 (0,5)	3	0,7 (0,5)	3	0,7 (0,5)
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Cov.	3	0,7 (0,95)	2	0,5 (0,57)	2	0,5 (0,57)
<i>Styrax ferrugineum</i> Nees & Mart.	98	2,3 (0,71)	51	1,2 (0,78)	20	0,5 (0,87)
<i>Symplocos rhamnifolia</i> A. DC.	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)	0	0,0 (0,00)
<i>Vellozia flavicans</i> Mart. ex Schult.	1	0,1 (0,16)	1	0,1 (0,16)	1	0,1 (0,16)
Total	684		375		248	

A redução no número de rebrotas foi menor para as espécies *Byrsonima coccolobifolia*, *Davilla elliptica*, *Eremanthus goyazensis*, *Neea theifera* e *Rourea induta*.

O tempo para o surgimento de rebrotas entre as espécies e após as queimadas apresentou variações.

Para a espécie *Acosmium dasycarpum*, as rebrotas começaram a aparecer após a segunda semana pós-fogo (Figura 3.10). Não foram observadas diferenças no surgimento de rebrotas com as queimadas sucessivas.

O número máximo de rebrotas foi atingido a partir da 12^a semana pós-fogo, coincidindo com o início da estação chuvosa.

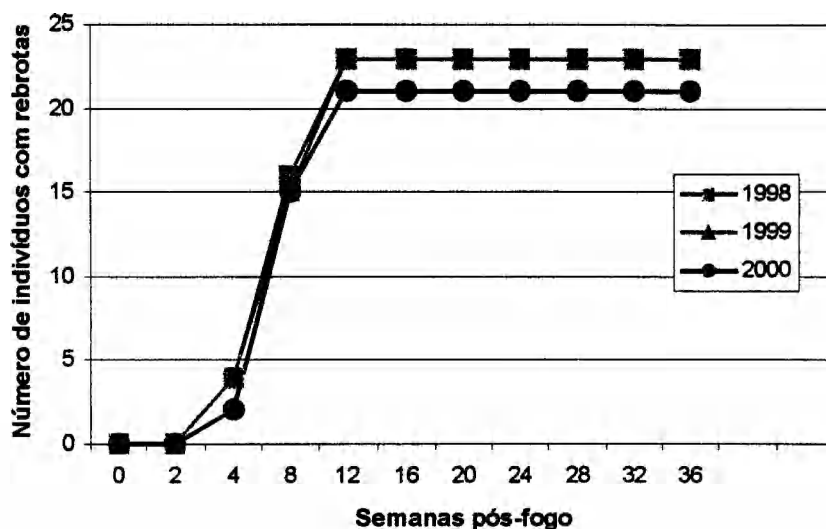


Figura 3.10: Número de indivíduos com rebrotas de *Acosmium dasycarpum* após as queimadas prescritas anuais, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

A espécie *Davilla elliptica* apresentou diferenças entre as queimadas sucessivas. Houve um retardo no aparecimento de indivíduos com rebrotas após as queimadas de 1999 e 2000 (Figura 3.11). É possível que esta diferença seja

consequência da diminuição de substâncias de reservas com as queimadas sucessivas.

As rebrotas surgiram a partir da segunda semana e se estabilizaram na 16ª semana para as queimadas de 1998 e 1999. Após a queimada de 2000, o número de indivíduos com rebrotas se estabilizou após a 20ª semana.

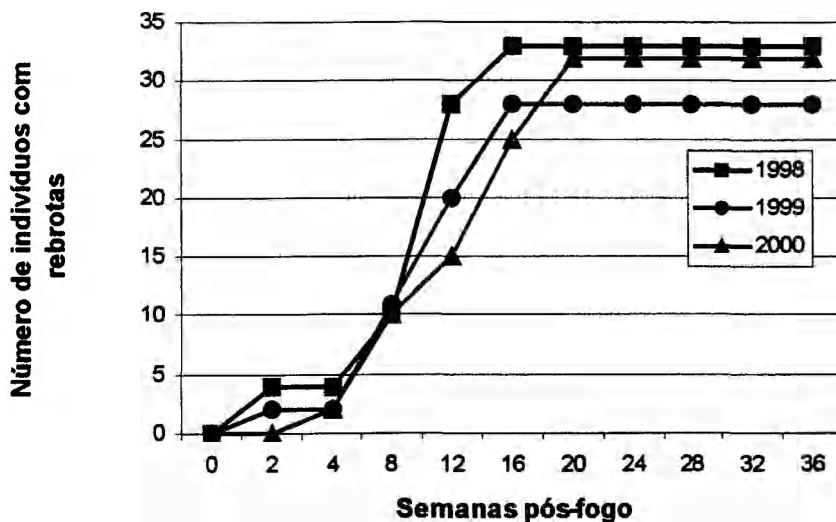


Figura 3.11: Número de indivíduos com rebrotas de *Davilla elliptica* após as queimadas anuais prescritas, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

Não foram observadas diferenças entre as queimadas em relação ao número de indivíduos com rebrotas para a espécie *Eremanthus goyazensis*. As rebrotas surgiram após a segunda semana e se estabilizaram na 16ª semana pós-fogo (Figura 3.12). Um pequeno decréscimo no número de indivíduos foi observado após a queimada de 1998 como resultado de herbivoria.

Foram observadas diferenças entre as queimadas sucessivas para o número de indivíduos com rebrotas de *Kielmeyera coriacea*, com um pequeno retardo após a queimada de 2000 (Figura 3.13). Uma redução no número de indivíduos com rebrotas devido à herbivoria também ocorreu após as queimadas de 1999 e 2000.

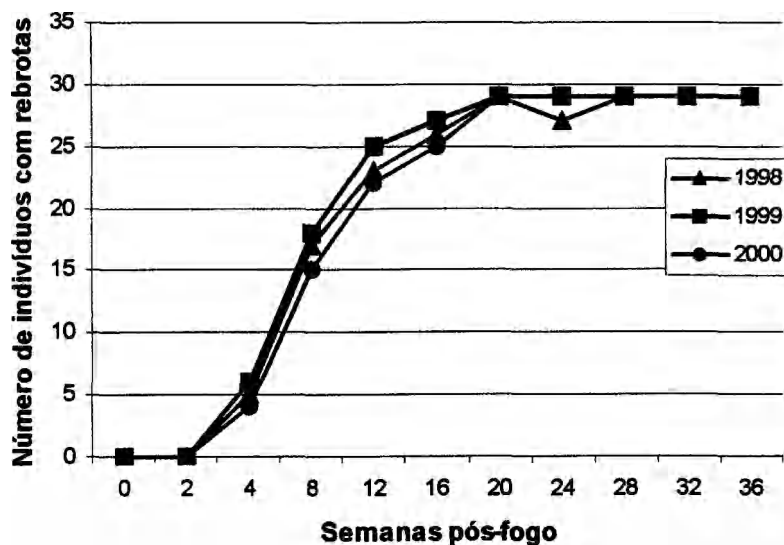


Figura 3.12: Número de indivíduos com rebrotas de *Eremanthus goyazensis* após as queimadas anuais prescritas, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

O número de indivíduos com rebrotas de *Kielmeyera coriacea* se estabilizou na 12ª semana após as queimadas de 1998 e 1999 e, na 16ª semana, após a queimada de 2000.

Em relação à *Roupala montana* não foram observadas diferenças entre as queimadas sucessivas (Figura 3.14). As rebrotas surgiram após a quarta semana e se estabilizaram na 12ª semana.

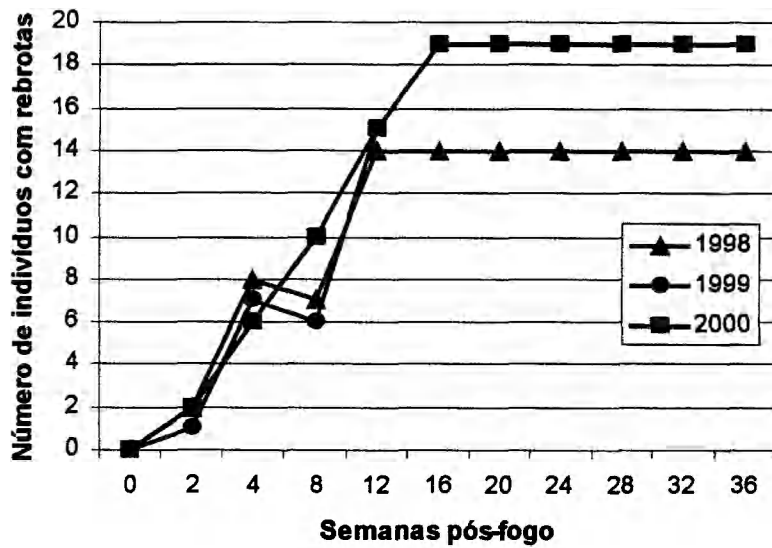


Figura 3.13: Número de indivíduos com rebrotas de *Kielmeyera coriacea* após as queimadas anuais prescritas, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

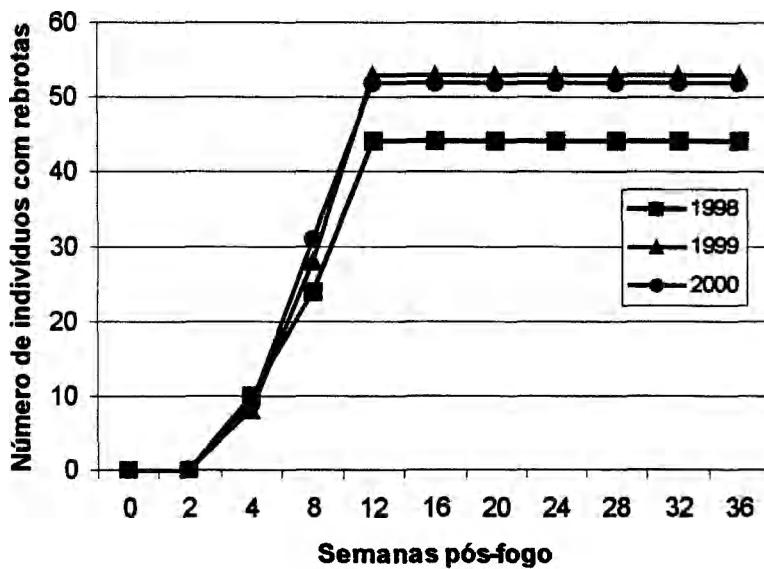


Figura 3.14: Número de indivíduos com rebrotas de *Roupala montana* após as queimadas anuais prescritas, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

A espécie *Styrax ferrugineus* apresentou diferenças em relação ao número de indivíduos com rebrotas após as queimadas sucessivas (Figura 3.15). Após as queimadas de 1999 e 2000 houve um retardo de uma semana na estabilização no número de indivíduos com rebrotas.

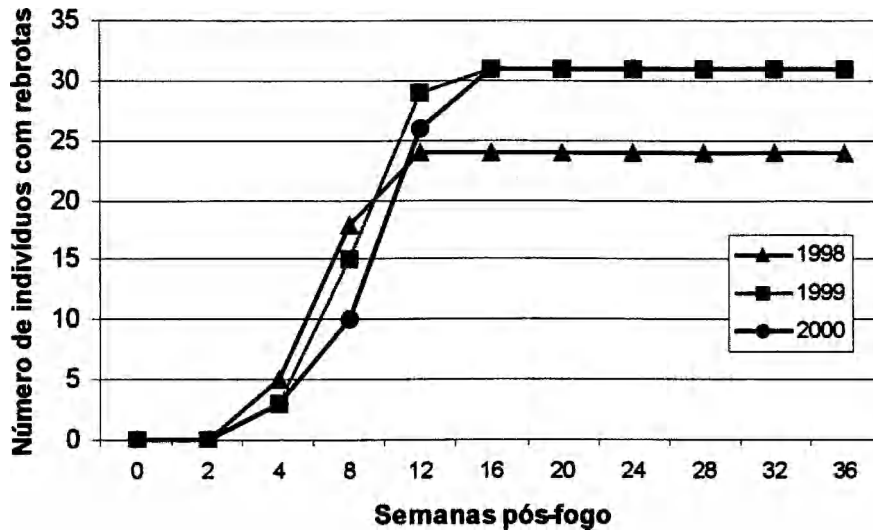


Figura 3.15: Número de indivíduos com rebrotas de *Styrax ferrugineus* após as queimadas anuais prescritas, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

Para as espécies *Kielmeyera coriacea* e *Roupala montana*, Cardinot (1988) verificou respostas semelhantes, embora não tenha observado diferenças entre queimadas de diferentes intensidades. Oliveira & Soares (1983) também observaram um maior rebrotamento a partir do segundo e terceiro mês, em uma área de cerrado submetida a queimada intensa e, em savanas australianas, Purdie (1977) observou padrão similar.

Pelos dados apresentados, é provável que algumas espécies de lenhosas do Cerrado sejam mais afetadas neste aspecto de retardo no aparecimento de rebrotas

devido ao fogo frequente, como *Davilla elliptica*, *Kielmeyera coriacea* e *Styrax ferrugineus*.

Considerações finais

As queimadas reduziram de forma expressiva o número de rebrotas produzidas e, provavelmente, esta diminuição é uma consequência da depleção das substâncias de reserva nos tecidos subterrâneos e de danos causados pelo fogo. Não foram observadas mudanças expressivas no porte das rebrotas após as queimadas sucessivas com comportamento do fogo diferentes. Considerando o atual regime de fogo no Cerrado, com queimadas bienais e, em alguns casos, anuais, este intervalo de tempo é insuficiente para o desenvolvimento de grande parte das rebrotas. Assim, mesmo este tipo de adaptação ao fogo atualmente não é suficiente para a manutenção do componente lenhoso. Entre as espécies, as formas combinadas de rebrotamento (aérea, basal e subterrâneo) parecem ser comuns para a comunidade em geral e, devem se relacionar principalmente com o porte dos indivíduos. Algumas espécies, como *Acosmium dasycarpum*, *Kielmeyera coriacea*, *Ouratea hexasperma*, *Roupala montana* e *Styrax ferrugineus*, apesar da elevada capacidade de rebrotamento inicial, foram bastante afetadas com as queimadas sucessivas, indicando uma maior sensibilidade ao regime de fogo atual para o Cerrado. As espécies *Davilla elliptica*, *Kielmeyera coriacea* e *Styrax ferrugineus* apresentaram retardo no aparecimento de rebrotas após a segunda e terceira queimadas, evidenciando um impacto da frequência elevada de queimadas sobre esta característica.

Capítulo IV

Distribuição de amido em tecidos subterrâneos de espécies lenhosas

RESUMO

A maior capacidade de rebrotamento de algumas espécies lenhosas pode estar relacionada com a disponibilidade de amido em tecidos subterrâneos. Neste capítulo, o estudo teve o objetivo de analisar a distribuição de amido em estruturas dos tecidos subterrâneos de algumas espécies lenhosas. Para avaliar a distribuição de amido e as características de estruturas armazenamento de amido em tecidos subterrâneos, foram amostradas cinco espécies (*Davilla elliptica*, *Styrax ferrugineus*, *Roupala montana*, *Kielmeyera coriacea* e *Acosmium dasycarpum*). As espécies foram selecionadas considerando diferentes padrões de rebrotas, incluindo três indivíduos em uma área de campo sujo submetida a três queimadas prescritas, em 1998, 1999 e 2000 e, três indivíduos por espécie em uma área de campo sujo de cerca de 1 ha protegida do fogo por 27 anos, na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília-DF. Para cada indivíduo, foram retirados fragmentos da base dos tecidos subterrâneos, da parte intermediária e da extremidade, totalizando, no mínimo, três fragmentos para cada indivíduo. Para estes fragmentos, foram realizados procedimentos técnicos para fixação, desidratação, diafanização, infiltração/inclusão e emblocamento em parafina para os cortes anatômicos e, teste com reagente lugol para detecção de amido. Os resultados obtidos mostraram algumas diferenças entre as espécies quanto à distribuição do amido nos tecidos subterrâneos e quanto às estruturas de armazenamento desta substância. O teste com Lugol conferiu reação expressiva para os indivíduos de *Davilla elliptica* e *Acosmium dasycarpum*, indicando maiores quantidades de amido armazenado, principalmente na área controle. Estas duas espécies também apresentaram uma maior concentração de amido nos raios do parênquima do xilema. Para estas duas espécies, os raios apresentaram-se largos e com células maiores, em relação às demais espécies. É possível que estas características possam ser um dos fatores responsáveis pela maior capacidade de rebrota de *Davilla elliptica*, de acordo com as observações em espécies com elevada capacidade de rebrotamento pós-fogo em outros ecossistemas.

INTRODUÇÃO

Estruturas subterrâneas espessas e extensas para armazenagem de água e nutrientes são comuns para várias espécies lenhosas do Cerrado (Rizzini & Heringer, 1962). Estas estruturas são protegidas do calor excessivo de queimadas considerando que o solo nas áreas de Cerrado é um isolante eficiente de

temperaturas elevadas, sendo que, abaixo de 5 cm, não há variações significativas (Miranda *et al.*, 1993).

Nas partes mais superficiais do solo, em algumas espécies subarborescentes, encontram-se órgãos subterrâneos volumosos, raízes ou caules, geralmente lignificados e ricos em água e substâncias de reservas, denominados, também, de troncos subterrâneos e xilopódios. A água e as substâncias de reserva, contidas em fragmentos destas estruturas subterrâneas, permitem, em certos casos, a formação de gemas adventícias e o brotamento, em qualquer época do ano (Rawitscher *et al.*, 1943; Rawitscher & Rachid, 1946).

Outras espécies arbóreas, como *Hancornia speciosa* e *Stryphnodendron adstringens*, possuem raízes espessas em forma de tubérculos, semelhantes morfológicamente aos xilopódios de espécies subarborescentes. A diferença principal está no desenvolvimento posterior destes tubérculos em raízes profundas, enquanto os xilopódios são órgãos já desenvolvidos, sem crescimento adicional (Rizzini & Heringer, 1962).

A regeneração através destes órgãos após o fogo, protegidos pelo isolamento térmico do solo (Bond & van Wilgen, 1996), é uma importante adaptação para a persistência em um ambiente onde incêndios frequentes podem destruir a parte aérea das plantas (Lacey & Johnston, 1990; Agee, 1993; Medina & Huber, 1994; Cime & Scarano, 1996; Castro & Kauffman, 1998).

A frequência do fogo vai ser importante devido ao tempo requerido pela planta para repor os nutrientes. Rebrotas consecutivas devido a regimes de fogo com elevada frequência tornam os intervalos de tempo mais curtos que o requerido para a reposição de reservas nos órgãos subterrâneos, levando ao declínio na capacidade de rebrotar e à morte do indivíduo (Kellman, 1986; Miyanishi & Kellman, 1986). A

estação de ocorrência do fogo e o estado fisiológico da planta também vão interagir sobre a capacidade de rebrota.

Em um regime de fogo com elevada frequência, como o atual para o Cerrado, o investimento anual/bienal na recuperação da parte aérea pelas espécies lenhosas constitui um gasto energético elevado já que o intervalo entre as queimadas é insuficiente para que as plantas atinjam um tamanho mínimo para resistir ao fogo (Ramos, 1990) ou para obter sucesso reprodutivo sexual (Hoffmann, 1998).

A maior capacidade de rebrotamento de algumas espécies lenhosas pode estar relacionada com a disponibilidade de amido em tecidos subterrâneos (Souza & Soares, 1983; Pate *et al.*, 1990; Chapin *et al.*, 1990). O amido é uma substância ergástica, ou seja, não protoplasmática, formado em leucoplastos denominados amiloplastos, o qual contém um ou mais grãos de amido, constituindo o carboidrato mais abundante nas plantas, após a celulose e, principal substância de reserva (Esau, 1990).

Certas características de morfologia, anatomia e armazenamento de substâncias de reserva, como o amido, mostrados por grupos taxonômicos da flora de ecossistemas propensos ao fogo, são correlacionados com estratégias de resposta ao fogo de rebrotadoras ou semeadoras (Chapin *et al.*, 1990). As diferenças anatômicas de armazenamento e distribuição de amido em plantas rebrotadoras podem estar relacionadas com a maior dimensão e forma dos raios do parênquima do xilema, onde esta substância é mais frequentemente armazenada (Bell *et al.*, 1996).

Este estudo teve o objetivo de analisar anatomicamente as estruturas celulares em tecidos subterrâneos relacionadas com o armazenamento de amido e a distribuição deste elemento, para algumas espécies lenhosas, em uma área de campo sujo.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O trabalho foi desenvolvido na Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE, situada a 35 km ao sul de Brasília-DF. Esta reserva tem uma área de 1360 hectares localizada dentro da Área de Proteção Ambiental Gama-Cabeça do Veado e, apresenta fisionomias do cerrado *lato sensu* (campo cerrado, campo sujo, cerrado *sensu stricto* e cerradão) e matas de galeria.

Na área da reserva está sendo desenvolvido o projeto “Efeitos do Fogo no Bioma Cerrado”, que tem como objetivo investigar os impactos de diferentes regimes de queima sobre a estrutura e funcionamento do Cerrado, dentro do qual este trabalho foi inserido.

Foram coletadas amostras na área de 2500 m², submetida às queimadas prescritas e em uma área adjacente de cerca de 1 ha, protegida do fogo por 27 anos (Figura 4.1).

As áreas caracterizam-se como campo sujo, o qual é definido como uma forma savânica mais rala do Cerrado, com a camada lenhosa com cobertura de menos de 10% e maior do que zero, sendo que os indivíduos desta camada podem ser distribuídos individualmente ou em grupos (Eiten, 1994). De acordo com Goodland (1971), o campo sujo é caracterizado pela vegetação herbácea, além da presença de alguns arbustos ou árvores pequenas, esparsamente distribuídos. A vegetação herbácea consiste de gramíneas, ciperáceas e muitos sub-arbustos. As plantas desta fitofisionomia, muitas vezes, são constituídas por indivíduos menos desenvolvidos das espécies arbóreas do cerrado *sensu stricto* (Ribeiro & Walter, 1998).

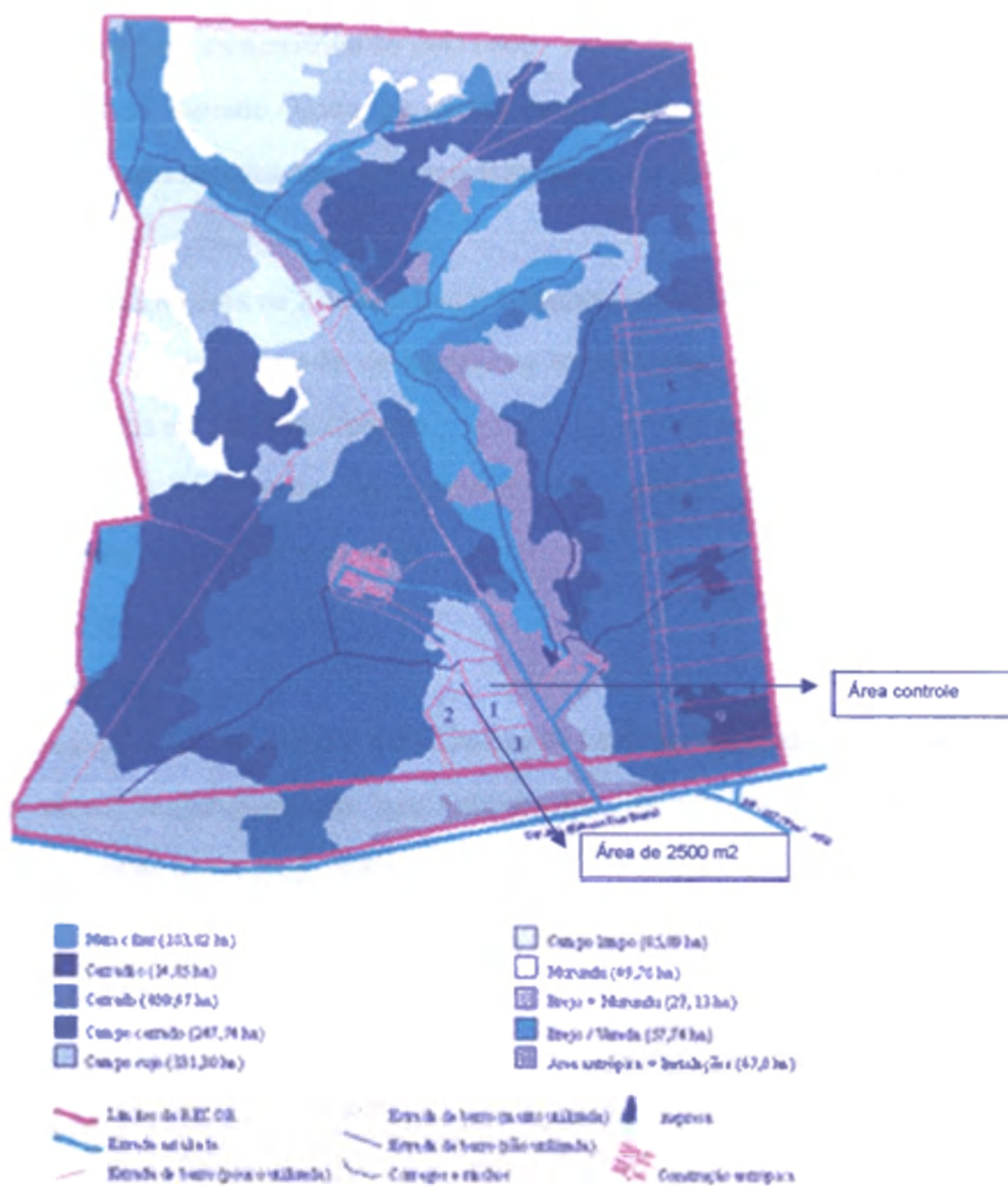


Figura 4.1: Localização da área de estudo na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília-DF.

As áreas também caracterizam-se pelo relevo suave com latossolo vermelho, tipo característico do Cerrado. Ainda, de acordo com Ribeiro & Walter (1998), as áreas podem ser classificadas como campo sujo seco, devido ao lençol freático profundo.

As queimadas na área de 2.500 m² foram realizadas nos anos de 1998, 1999 e 2000, na primeira quinzena do mês de agosto, na estação seca, quando ocorre a maioria dos incêndios em áreas de Cerrado.

As queimadas foram realizadas sempre a favor do vento, com o auxílio da brigada de combate aos incêndios do IBGE.

Inventário da vegetação

Na área de 2.500 m² (Figura 1.2, Capítulo I) foram inventariadas todas as plantas do estrato arbustivo-arbóreo, com diâmetro superior a 2,0 cm, à 30 cm do nível do solo, antes e após as queimadas. Antes da primeira queimada, foram selecionados, marcados com números em plaquetas de latão, medidos em altura e diâmetro e identificados todos os indivíduos. Os indivíduos foram novamente inventariados após cada queimada prescrita. Os resultados e a discussão são apresentados no Capítulo II.

Análise anatômica das estruturas subterrâneas

Para avaliar a distribuição de amido e as características de estruturas armazenamento desta substância, foram amostradas cinco espécies que apresentavam mais de dez indivíduos no inventário inicial para avaliação da distribuição de amido nos órgãos subterrâneos para análise das estruturas

anatômicas relacionadas com o armazenamento deste nutriente. As espécies selecionadas foram *Davilla elliptica*, *Styrax ferrugineus*, *Roupala montana*, *Kielmeyera coriacea* e *Acosmium dasycarpum*.

As espécies foram selecionadas considerando diferentes padrões de rebrotas, incluindo três indivíduos na área queimada e três indivíduos por espécie em uma área controle protegida do fogo por 27 anos, totalizando 30 indivíduos. A escolha dos indivíduos foi aleatória.

Para cada indivíduo, foram retirados fragmentos da base das raízes, da parte intermediária e da extremidade, totalizando, no mínimo, três fragmentos para cada indivíduo, por amostragem. Os fragmentos possuíam entre de 0,5 e 1 cm de diâmetro e 3 cm de comprimento.

No primeiro metro e meio de profundidade, os órgãos subterrâneos de muitas espécies lenhosas do Cerrado apresentam maior espessura e ramificações, relacionadas principalmente com o acúmulo de substâncias de reservas. Nesta profundidade, os tecidos apresentam um vasto parênquima. As raízes mais profundas, relacionadas com a absorção de água, são mais estreitas (Rawitscher & Rachid, 1946; Rizzini & Heringer, 1962). Assim, foram seccionados fragmentos dos órgãos subterrâneos na faixa entre 1,5 m da superfície do solo.

Estes fragmentos foram coletados logo após as queimas e entre 3 e 4 meses após, para avaliar a distribuição do amido nos tecidos após o desenvolvimento das rebrotas e características anatômicas das estruturas de armazenamento.

Os procedimentos técnicos para fixação, desidratação, diafanização, infiltração/inclusão e emblocamento em parafina para os cortes anatômicos, teste com reagente lugol para detecção de amido e montagem de lâminas para as amostras de todos os indivíduos foram realizados de acordo com Kraus & Arduin (1997).

Os fragmentos coletados foram inicialmente conservados em frascos de vidro com álcool 70%, no campo e, posteriormente, fixados com FAA-50 (formaldeído, ácido acético e álcool etílico), em laboratório, para estabilizar os componentes celulares, durante 24 horas, com utilização de bomba de vácuo.

A desidratação em séries inclui trocas, com uma hora de intervalo em bomba de vácuo, para cada substância: álcool etílico em diferentes concentrações (50%, 60%, 70%, 80%, 90%, 100%), álcool etílico/xilol (xileno) (3:1), álcool etílico/xilol (1:1) e álcool etílico/xilol (1:3). A diafanização, para tornar as amostras semitransparentes, incluiu xilol puro em série de duas horas, com utilização da bomba de vácuo.

A infiltração e inclusão, onde as amostras foram envolvidas e preenchidas pela matriz de parafina para possibilitar o seu seccionamento em micrótomo, ocorreu com raspas de parafina e Histosec (resina) (em série de 4 trocas). Após os banhos de parafina, o material foi depositado em estufa (12 horas) e, posteriormente, a parafina foi solidificada em temperatura ambiente e emblocada.

Antes dos cortes anatômicos, ainda foi necessário o amolecimento da matriz de parafina para diminuir a dureza dos tecidos e possibilitar cortes mais precisos. Neste caso, foi utilizado um amolecedor pós-inclusão com água destilada, constituído por detergente comercial e glicerina, mantidos em estufa a 37 °C por 3 dias e, depois, em refrigeração por um período de uma semana.

Os cortes anatômicos foram feitos em micrótomo Leica RM 2145, com espessura de 10 µc. Após a montagem em lâminas, foi utilizado reagente Lugol (1:3), específico para detecção de amido, conferindo uma coloração azul-negra para este nutriente.

Para cada fragmento coletado, foram geradas entre duas e três lâminas, com meio de montagem permanente "Entellan."

Os cortes anatômicos gerados foram observados e fotografados em microscópio Zeiss, com luz polarizada e câmera acoplada e, filme profissional ASA 100.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O armazenamento e utilização do amido como substância de reserva nos tecidos subterrâneos tem sido considerado um dos fatores determinantes para a capacidade de rebrotamento de várias espécies após o fogo (Kellman, 1986; Malanson & Trabaud, 1988; Pate *et al.*, 1990; Bowen & Pate, 1993; Bell *et al.*, 1996; Cardinot, 1998).

Um regime de fogo com elevada frequência pode limitar o tempo necessário para a reposição de reservas nos órgãos subterrâneos, restringindo a capacidade de rebrotamento de certas espécies adaptadas ao fogo em regimes com menor frequência (Kellman, 1986; Miyanishi & Kellman, 1986).

Uma característica marcante para diferenciar espécies rebrotadoras e espécies semeadoras em alguns ecossistemas propensos ao fogo é a maior razão de biomassa raiz/parte aérea das primeiras (Kellman, 1986).

Em uma área de Cerrado, Castro (1996) observou que a razão raiz/parte aérea para campo limpo apresentou valores de 5,6, campo sujo apresentou valores de 7,7 e cerrado *sensu stricto* apresentou valores de 2,6. Abadala *et al.*, (1998) estimaram em 1,0 a razão raiz/parte aérea para cerrado *sensu stricto*. Moreira & Klink (2000) também observaram valores de razão raiz/parte aérea elevados para algumas espécies do Cerrado, sendo superiores a 8,0 para *Kielmeyera coriacea*, superiores a 3,0 para *Qualea grandiflora* e, superiores a 1,0 para *Dalbergia miscolobium* e *Stryphnodendron adstringens*.

Alguns estudos também têm mostrado evidências de que características de morfologia, anatomia e armazenamento de substâncias de reservas em algumas espécies de ecossistemas propensos ao fogo na Austrália podem ser relacionadas com estratégias de regeneração pós-fogo (Bell *et al.*, 1996).

Já foi verificado que, para várias algumas espécies de "sprouters" (rebrotadoras), o armazenamento de amido nas raízes está confinado principalmente às estruturas do raio e intra-raio do parênquima do xilema. Ainda foi observado que a maior capacidade de armazenamento de amido de muitas espécies rebrotadoras está geralmente associada à maior largura destes raios (Bell *et al.*, 1996).

Apesar da inexistência dos termos rebrotadoras e semeadoras para as espécies do Cerrado, a vegetação lenhosa também apresenta uma elevada razão de biomassa raiz/parte aérea, característica importante para o processo de rebrotamento após o fogo (Rizini & Heringer, 1962; Castro & Kauffman, 1998). Considerando a capacidade de muitas espécies para o rebrotamento pós-fogo, outras características, como diferenças nas estruturas de armazenamento de amido, podem ocorrer, para as comunidades em geral ou para algumas espécies.

Os resultados obtidos mostraram algumas diferenças entre as espécies quanto à distribuição do amido nos tecidos subterrâneos e quanto às estruturas de armazenamento desta substância.

O teste com Lugol conferiu reação expressiva para os indivíduos de *Davilla elliptica* e *Acosmium dasycarpum*.

Os indivíduos amostradas da espécie *Davilla elliptica*, espécie com elevada capacidade de rebrota (Tabela 3.2, Capítulo III) e reduzida mortalidade (Tabela 2.2, Capítulo II, apresentaram as seguintes características: os grãos de amido se concentraram principalmente nos raios do parênquima do xilema (Figura 4.2), o qual é

constituído por células grandes. Para os indivíduos amostrados foram encontrados raios variando entre 15 a 29 células de comprimento e, cinco a oito células de largura. O amido foi também observado em outras células do xilema, em menor quantidade. A presença de amido foi observada em grande quantidade na área controle (Figura 4.3) e na área queimada (Figura 4.4), sendo que três meses após as queimadas, foi observada uma menor quantidade de amido nos indivíduos amostrados.

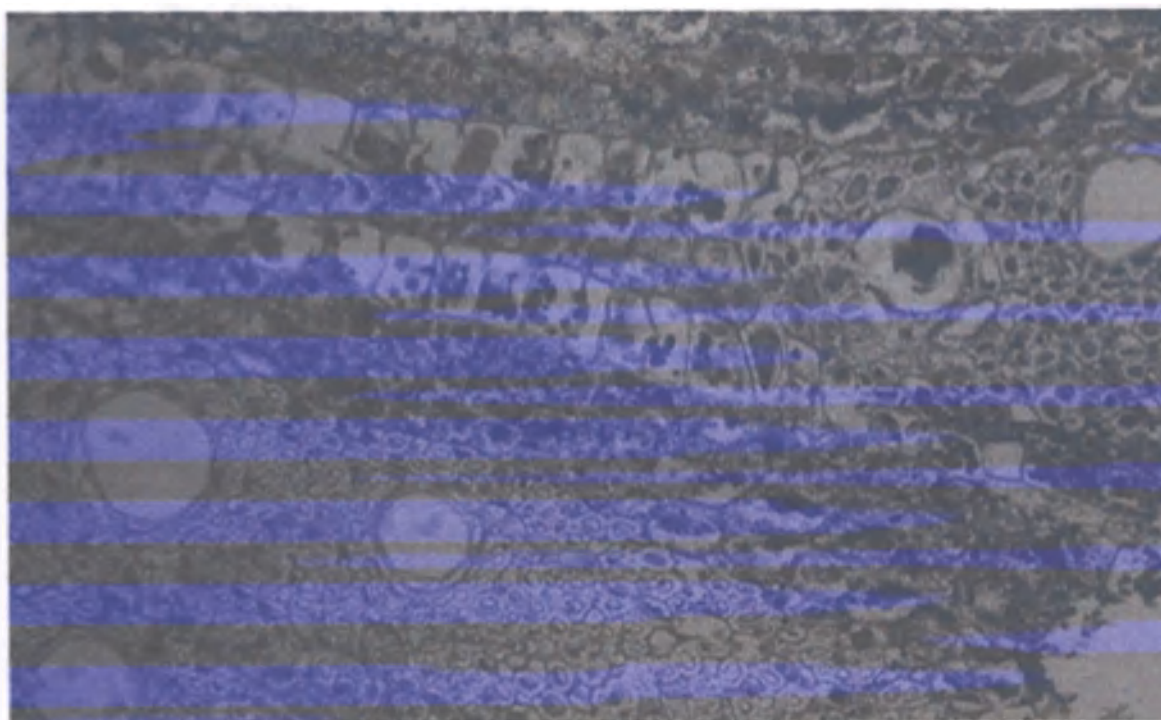


Figura 4.2: Distribuição de grãos de amido nos raios do parênquima do xilema em tecido subterrâneo de *Davilla elliptica*, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

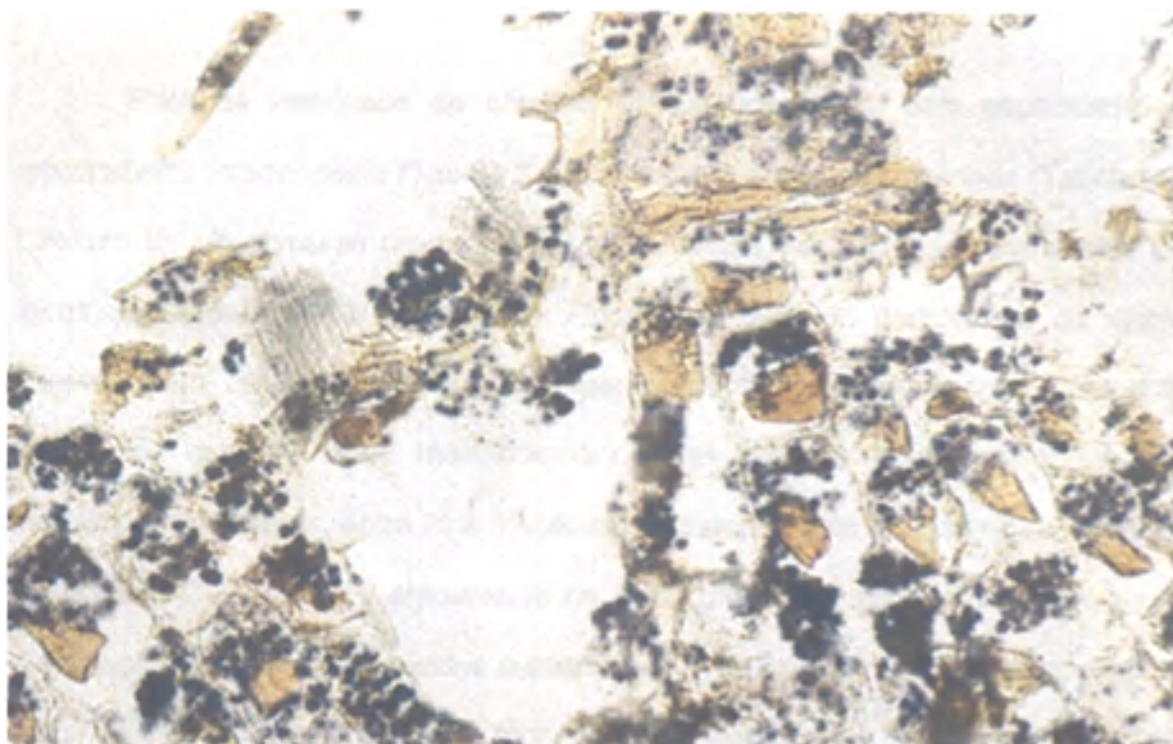


Figura 4.3: Corte anatômico em tecido subterrâneo de *Davilla elliptica* na área controle, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

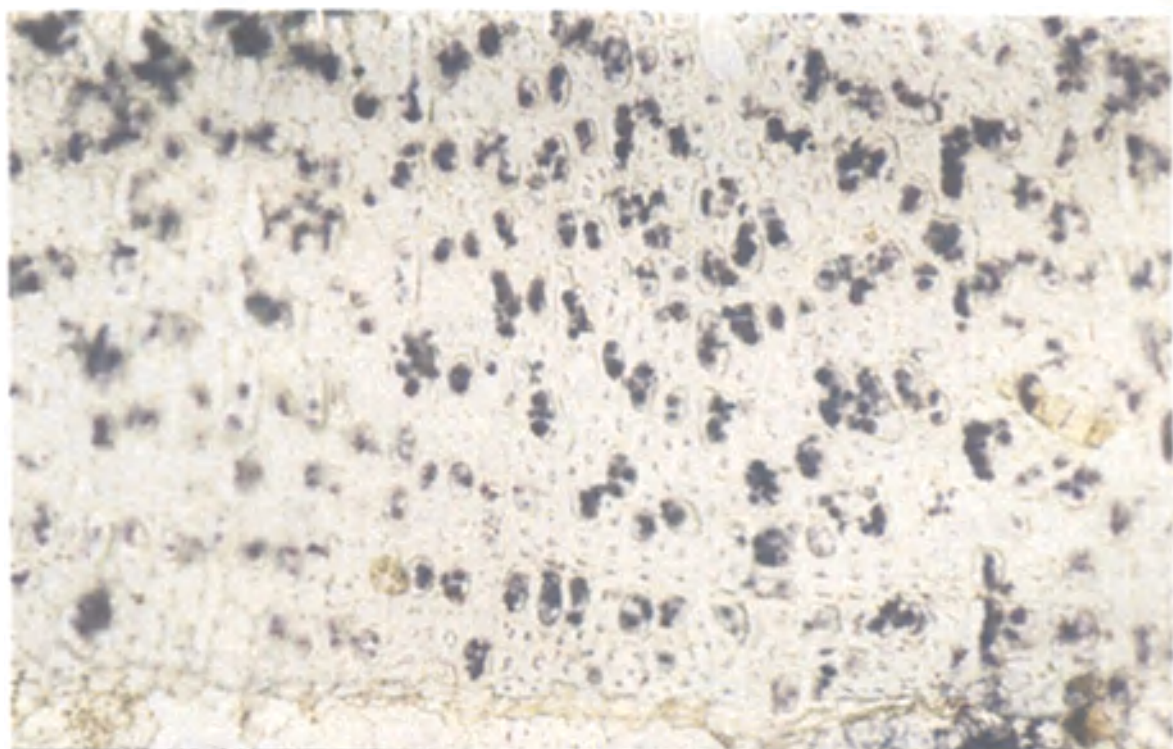


Figura 4.4: Corte anatômico em tecido subterrâneo de *Davilla elliptica* na área de campo sujo submetida a três queimadas anuais, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

Para os indivíduos da espécie *Styrax ferrugineus*, com capacidade de rebrotamento intermediário (Tabela 3.2, Capítulo III) e maior mortalidade (Tabela 2.2, Capítulo II), observou-se uma distribuição do amido nos tecidos subterrâneos em todas as células do parênquima do xilema. Os raios do parênquima do xilema apresentaram células pequenas, com pouca distribuição de amido (Figura 4.5). Apesar de estreitos e do menor tamanho das células, os raios atingiam, nos indivíduos amostrados, entre 21 e 33 células de comprimento e, duas a quatro células de largura. Os indivíduos amostrados na área queimada não apresentaram ampla distribuição de amido nos tecidos subterrâneos (Figura 4.6), sendo que houve uma maior distribuição deste elemento logo após a queimada. Na área controle também houve uma maior distribuição deste elemento (Figura 4.7), em relação às amostras 3 meses após a queimada.



Figura 4.5: Distribuição de grãos de amido nos raios do parênquima do xilema em tecido subterrâneo de *Styrax ferrugineus*, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.



Figura 4.6: Corte anatômico em tecido subterrâneo de *Styrax ferrugineus* em área de campo sujo, submetida a três queimadas anuais, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

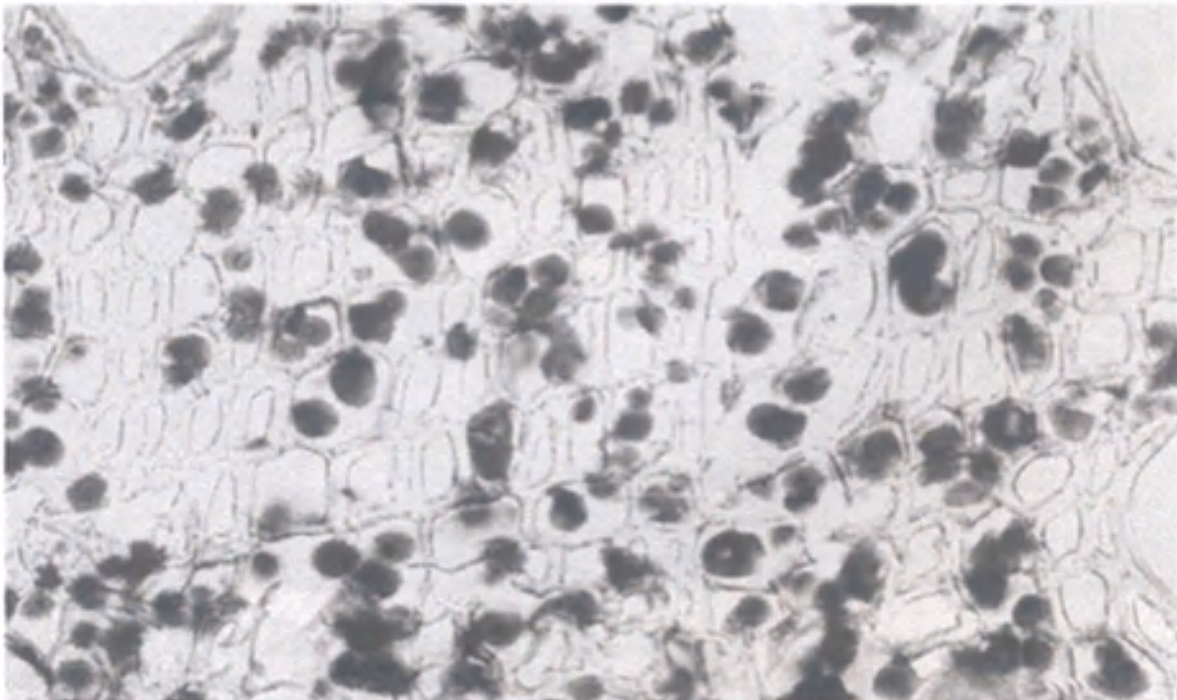


Figura 4.7: Corte anatômico em tecido subterrâneo de *Styrax ferrugineus* na área de campo sujo protegida da queima por 27 anos, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

Os indivíduos amostrados de *Roupala montana*, com capacidade de rebrotamento intermediário (Tabela 3.2, Capítulo III) e maior mortalidade (Tabelas 2.2, Capítulo II), apresentaram uma distribuição de amido em todas as células do parênquima do xilema. Os raios, apesar de serem constituídos por células pequenas, apresentaram maior comprimento (sem interrupções), entre oito e 74 células (Figura 4.8), sendo, porém, estreitos, com cerca de três a quatro células de largura. Os indivíduos amostrados na área queimada apresentaram pouca distribuição de amido (Figura 4.9), enquanto na área controle havia maior distribuição deste elemento (Figura 4.10).

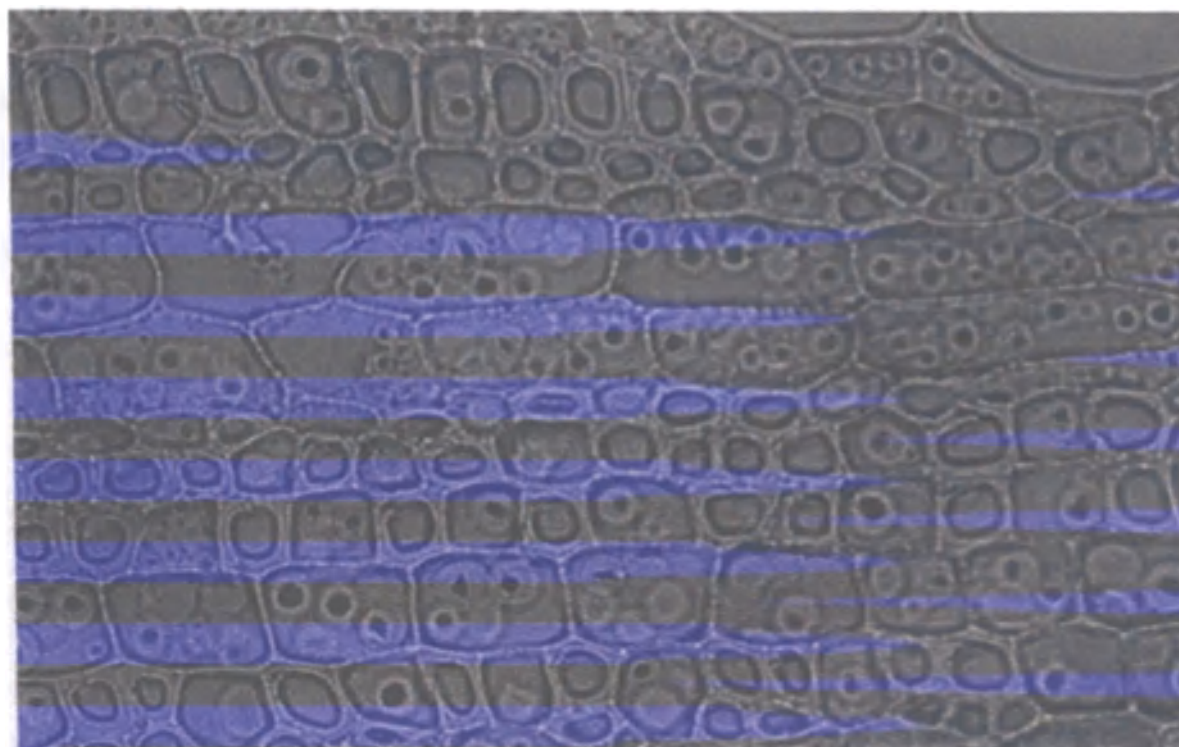


Figura 4.8: Distribuição de grãos de amido nos raios do parênquima do xilema em tecido subterrâneo de *Roupala montana*, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

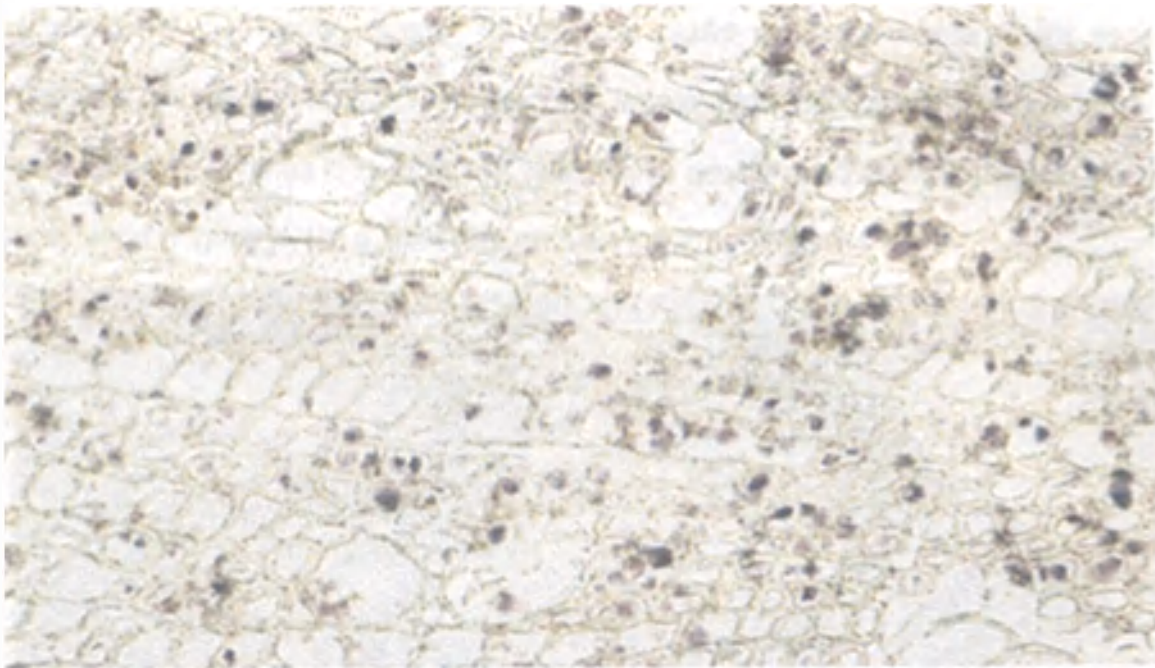


Figura 4.9: Corte anatômico em tecido subterrâneo de *Roupala montana* em área de campo sujo, submetida a três queimadas anuais, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

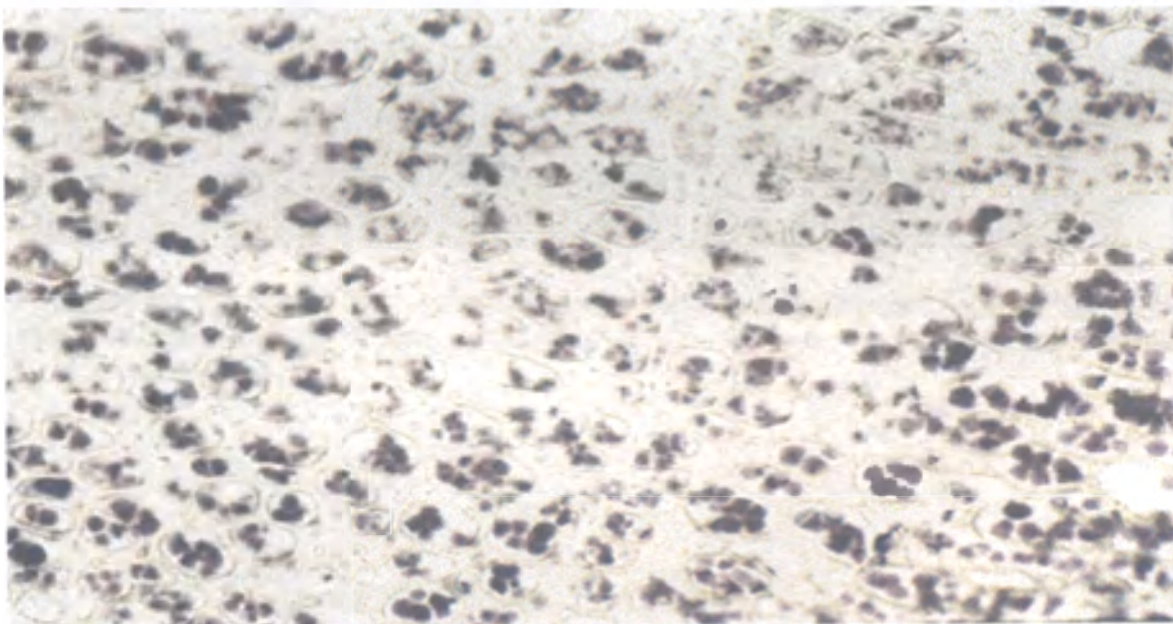


Figura 4.10: Corte anatômico em tecido subterrâneo de *Roupala montana*, na área de campo sujo protegida da queima por 27 anos, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

A espécie *Kielmeyera coriacea*, com capacidade intermediária de rebrotamento (Tabela 3.2, Capítulo III), apresentou pouca distribuição de amido em todo o

parênquima do xilema, apesar da elevada razão raiz/parte aérea desta espécie (Moreira & Klink, 2000). Os indivíduos amostrados não apresentaram raios de parênquima definidos (Figura 4.11). Não houve ampla distribuição de amido na área queimada (Figura 4.12) e, também, na área controle (Figura 4.13).

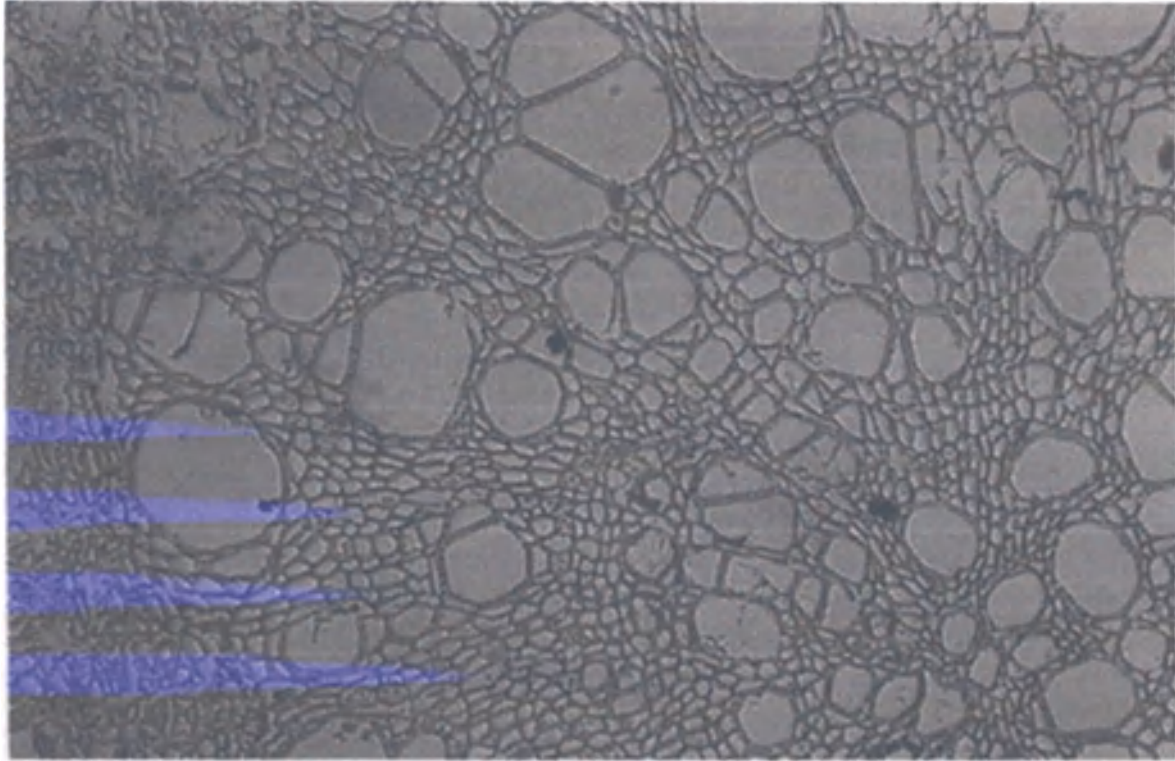


Figura 4.11: Distribuição de grãos de amido nos raios do parênquima do xilema em tecido subterrâneo de *Kielmeyera coriacea*, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.



Figura 4.12: Corte anatômico em tecido subterrâneo de *Kielmeyera coriacea*, em área de campo sujo, submetida a três queimadas anuais, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.



Figura 4.13: Corte anatômico em tecido subterrâneo de *Kielmeyera coriacea*, na área de campo sujo protegida da queima por 27 anos, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

Acosmium dasycarpum, com capacidade de rebrotamento intermediária (Tabela 3.2, Capítulo III) e maior mortalidade (Tabela 2.2, Capítulo II) apresentou grande concentração de amido nos raios do parênquima do xilema. Estes raios, apesar de pequenos em comprimento, entre 12 e 17 células nos indivíduos amostrados, apresentaram células grandes, com largura variando entre três a oito células (Figura 4.14). Também foi observada uma menor concentração de amido na área queimada (Figura 4.15) do que na área controle (Figura 4.16).

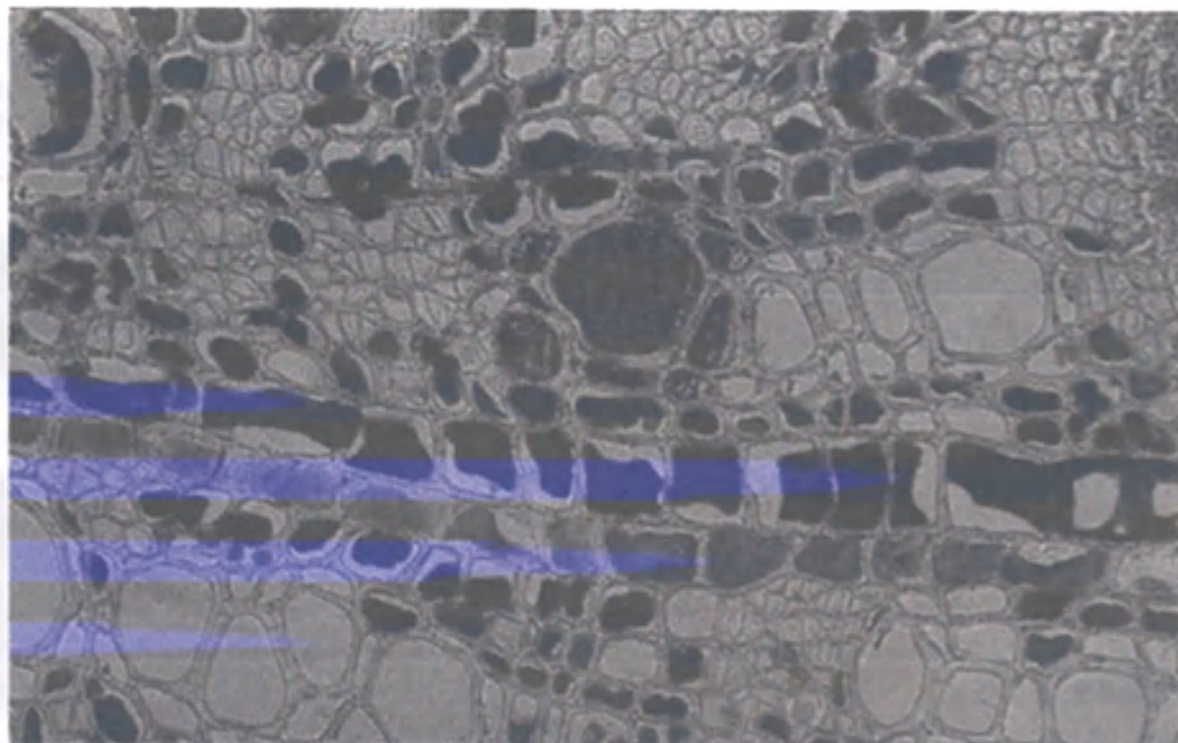


Figura 4.14: Distribuição de grãos de amido nos raios do parênquima do xilema em tecido subterrâneo de *Acosmium dasycarpum*, em área de campo sujo, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

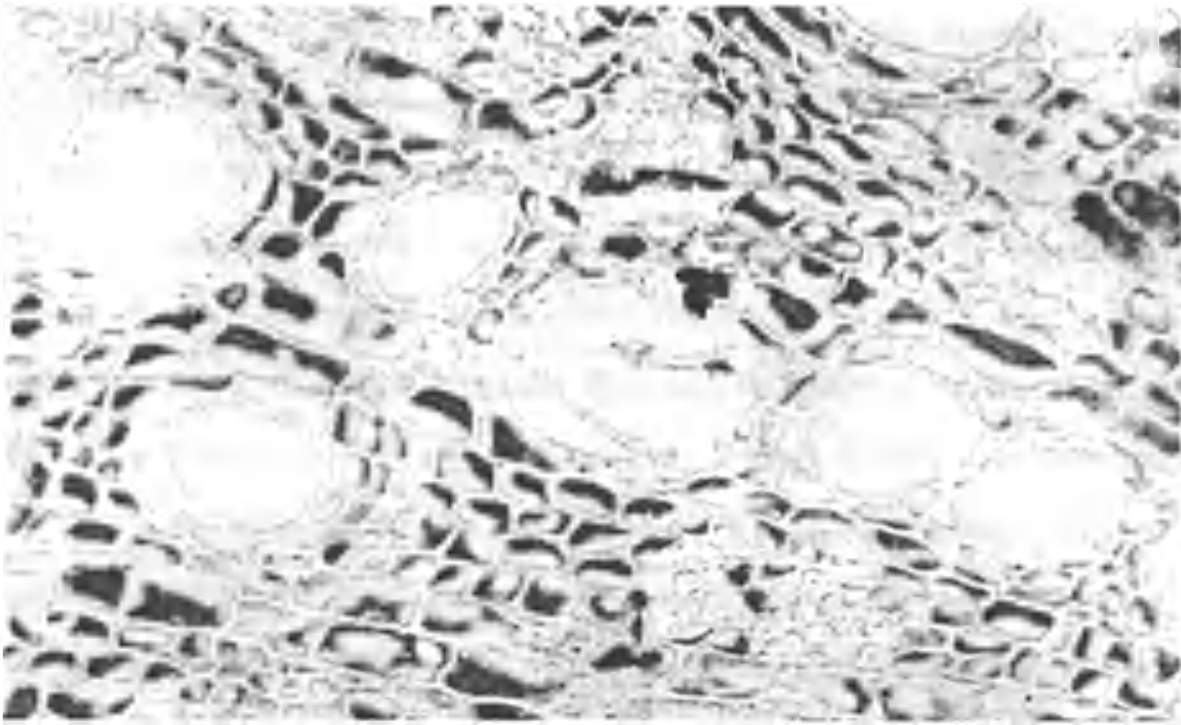


Figura 4.15: Corte anatômico em tecido subterrâneo de *Acosmium dasycarpum*, em área de campo sujo, submetida a três queimadas anuais, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

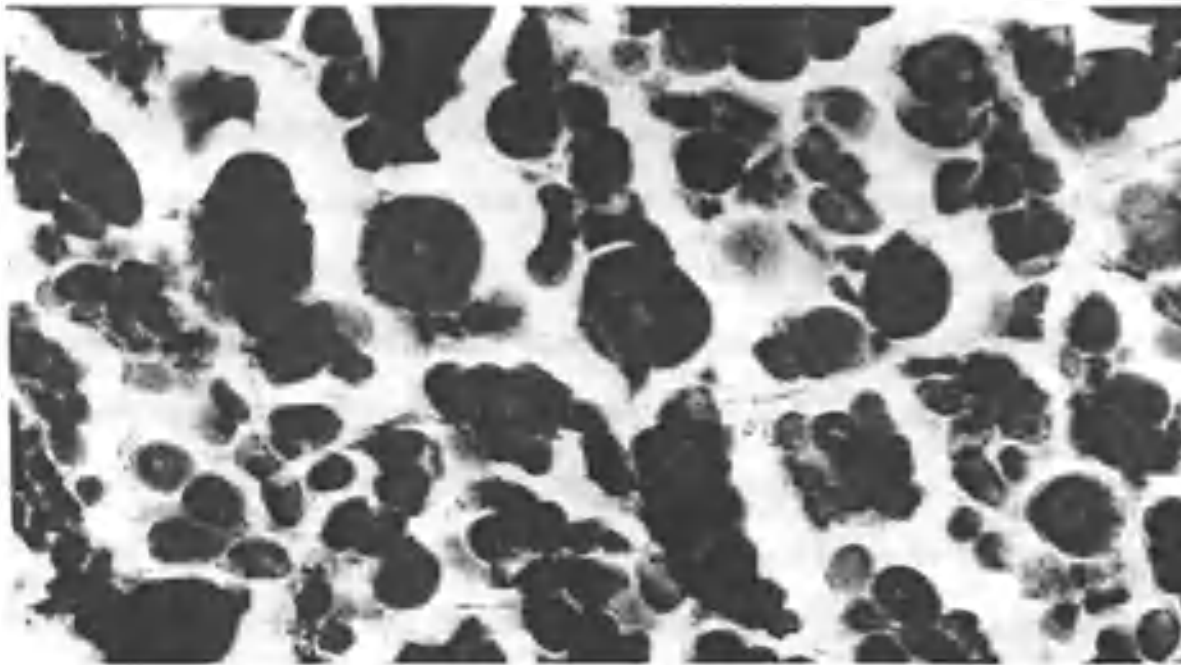


Figura 4.16: Corte anatômico em tecido subterrâneo de *Acosmium dasycarpum*, na área de campo sujo protegida da queima por 26 anos, na Reserva Ecológica do IBGE-DF.

Os resultados mostraram que apenas duas espécies, *Davilla elliptica* e *Acosmium dasycarpum*, apresentaram uma maior concentração de amido nos raios do parênquima do xilema. Para estas duas espécies, os raios apresentaram-se largos e com células maiores, em relação às demais espécies. Também, os indivíduos destas espécies apresentaram uma maior reação ao Lugol, indicando maiores quantidades de amido armazenado, principalmente na área controle. É possível que estas características possam ser um dos fatores responsáveis pela maior capacidade de rebrota de *Davilla elliptica*, de acordo com as observações de Bell *et al.*, (1996) para espécies rebrotadoras. Apesar de ter sido encontrada também em *Acosmium dasycarpum*, esta característica não foi suficiente para conferir maior capacidade de rebrotamento para esta espécie e pode estar relacionado com o intervalo de tempo insuficiente entre as queimadas para o armazenamento de amido (Kellman, 1986; Miyanishi & Kellman 1986). Em uma espécie rebrotadora na Austrália, Bowen & Pate (1993) observaram que o tempo necessário para a reposição das reservas iniciais de amido correspondia entre 1,5 a 2 anos, após a ocorrência de queimadas.

A menor distribuição de amido após três meses da queimada nos indivíduos de *Davilla elliptica* e *Styrax ferrugineus* sugere a utilização deste elemento no processo de rebrota. Bowen & Pate (1993) observaram que a utilização de amido para o processo de rebrotamento ocorreu no período entre 2 e 5 meses após o fogo, ocorrendo uma queda de até 75% nos níveis deste elemento.

As demais espécies amostradas, com menor capacidade de rebrotamento em relação à *Davilla elliptica*, não apresentaram características particulares em relação à distribuição de amido no parênquima do xilema, com distribuição deste elemento em outras estruturas deste parênquima. Em geral, com exceção de *Kielmeyera coriacea*, os indivíduos amostrados apresentaram uma maior distribuição de amido na área

controle, o que sugere uma possível diminuição das reservas de amido na área submetida às queimadas frequentes.

Os resultados indicaram que os raios mais amplos e com células maiores das espécies *Davilla elliptica* e *Acosmium dasycarpum* possam ser responsáveis pela maior capacidade de armazenamento de amido nos tecidos subterrâneos.

Considerações finais

As espécies *Davilla elliptica* e *Acosmium dasycarpum* apresentaram diferenças anatômicas em relação a outras espécies envolvendo as estruturas de armazenamento de amido. Nestas duas espécies, o amido se concentrou principalmente nos raios do parênquima do xilema, característica similar às espécies com elevada capacidade de rebrotamento em outros ecossistemas propensos ao fogo. É possível que esta característica possa diferenciar a capacidade de rebrotamento para espécies de lenhosas do cerrado. Diferenças entre os indivíduos da área queimada e da área protegida do fogo para algumas espécies analisadas indicam a utilização do amido no processo de rebrotamento.

CONCLUSÕES GERAIS

- Os resultados obtidos para a taxa de mortalidade dos indivíduos após as queimadas anuais foram bastante superiores aos dados de literatura, evidenciando a importância de inventários que considerem indivíduos de menor porte, a partir de 2,0 cm de diâmetro ou menos. Porém, as taxas de mortalidade não apresentaram variações expressivas após as queimadas e, provavelmente, estão associadas aos danos diretos causados pelo fogo;
- A mortalidade afetou principalmente os indivíduos na classe de altura entre 1,0 e 2,0 m, onde a temperatura do ar durante as queimadas é mais elevada. Para as classes de diâmetro, a mortalidade afetou principalmente os indivíduos entre 2,0 e 3,0 cm, evidenciando o papel da casca como proteção ao fogo;
- Um elevado número de indivíduos apresentou rebrotas dos tipos aérea e basal, evidenciando uma proteção eficiente de tecidos do câmbio e de gemas nos caules e, também, a eficiência das rebrotas a partir de estruturas subterrâneas;
- Os dados encontrados para o número de caules destruídos após as queimadas apresentaram valores superiores aos dados de literatura para o Cerrado, indicando um acúmulo de danos provocados pelas queimadas sucessivas;
- As queimadas, reproduzindo o atual regime de fogo para o Cerrado, reduziram de forma expressiva o número de rebrotas produzidas e, provavelmente, esta diminuição é uma consequência da depleção das substâncias de reserva nos tecidos subterrâneos e de danos causados pelo fogo. O comportamento do fogo, considerando uma mesma área, provavelmente não influencia esta diminuição de rebrotas;

- Não foram observadas mudanças expressivas no porte das rebrotas após as queimadas sucessivas com comportamento do fogo diferentes;
- O intervalo de um ano entre as queimadas, refletindo o atual regime de fogo para o Cerrado, impossibilitou que a maior parte das rebrotas atingisse um porte suficiente para resistir às queimadas;
- Entre as espécies, as formas combinadas de rebrotamento (aérea, basal e subterrâneo) parecem ser comuns para a comunidade em geral e, devem se relacionar principalmente com o porte dos indivíduos;
- Algumas espécies, como *Acosmium dasycarpum*, *Kielmeyera coriacea*, *Ouratea hexasperma*, *Roupala montana* e *Styrax ferrugineus*, apesar da elevada capacidade de rebrotamento inicial, foram bastante afetadas com as queimadas sucessivas, indicando uma maior sensibilidade ao regime de fogo atual para o Cerrado;
- As espécies *Davilla elliptica*, *Kielmeyera coriacea* e *Styrax ferrugineus* apresentaram retardo no aparecimento de rebrotas após a segunda e terceira queimadas, evidenciando um impacto da frequência elevada de queimadas sobre esta característica;
- As espécies *Davilla elliptica* e *Acosmium dasycarpum* apresentaram diferenças anatômicas em relação a outras espécies envolvendo as estruturas de armazenamento de amido. Nestas duas espécies, o amido se concentrou principalmente nos raios do parênquima do xilema, característica similar às espécies com elevada capacidade de rebrotamento em outros ecossistemas propensos ao fogo. É possível que esta característica possa diferenciar a capacidade de rebrotamento para espécies de lenhosas do cerrado. Diferenças entre os indivíduos da área queimada e da área protegida do fogo para algumas espécies analisadas indicam a utilização do amido no processo de rebrotamento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDALA, G. C.; CALDAS, L. S.; HARIDASAN, M. & EITEN, G. 1998. Above and below ground biomass and root:shoot ratio in Cerrado in Central Brazil. **Brazilian Journal of Ecology**. **2**: 11-23.
- AGEE, J. K. 1993. **Fire Ecology of Pacific Northwest Forests**. Island Press. New York.
- ANDRADE, S. M. A. 1998. Dinâmica do combustível fino e produção primária do estrato rasteiro de áreas de campo sujo de cerrado submetidas a diferentes regimes de queimas. **Dissertação de Mestrado**. Universidade de Brasília, Brasília, 43 p.
- ARMANDO, M. S. 1994. O impacto do fogo na rebrota de algumas espécies de árvores de cerrado. **Dissertação de Mestrado**. Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- AULD, T. D. 1990. The survival of juvenile plants of the resprouting shrub *Angophora hispida* (Myrtaceae) after a simulated low-intensity fire. **Australian Journal of Botany**. **38**: 255-266.
- BATMANIAN, G. J. 1983. Efeito do fogo sobre a produção primária e acumulação de nutrientes do estrato rasteiro de um cerrado. **Dissertação de Mestrado**. Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- BELL, T. L.; PATE, J. S. & DIXON, K. W. 1996. Relationships between fire response, morphology, root anatomy and starch distribution in south-west Australian Epacridaceae. **Annals of Botany**. **77**: 357-364.
- BOND, W. J. & van WILGEN, B. W. 1996. **Fire and Plants**. Chapman & Hall. New York.

- BOOYSEN, P. V & TANTON, N. M. 1984. **Ecological Effects of Fire in South African Ecosystems**. Springer-Verlag. Berlim.
- BOWEN, B. J. & PATE, J. S. 1993. The significance of root starch in post-fire shoot recovery of the resprouter *Stirlingia latifolia* R. Br. (Proteaceae). **Annals of Botany**. **72**: 7-16.
- BYRAN, G. M. 1959. Combustion of forest fuels. In: DAVIS, K. P. ed. **Forest fire: control and use**. New York. McGraw Hill.
- CARDINOT, K. G. 1998. Efeitos de diferentes regimes de queima nos padrões de rebrotamento de *Kielmeyera coriacea* Mart. e *Roupala montana* Aubl., duas espécies típicas do cerrado. **Dissertação de Mestrado** Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- CASTRO, E. A. & KAUFFMAN, J. B. 1998. Ecosystem structure in the brazilian Cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. **Journal of Tropical Ecology**. **14**: 263-283.
- CASTRO, E. A. 1996. Biomass, nutrient pool and response to fire in the brazilian Cerrado. **MSc. Thesis**. Oregon State University. USA.
- CHAPIN, F. S.; SCHULZE, E. D. & MOONEY, H. A. 1990. The ecology and economics of storage in plants. **Annu. Rev. Ecol. Syst.** **21**: 423-447.
- CHENEY, N. P. 1981. Fire behaviour. In: GILL, A. M.; GROVES, R. A. & NOBEL, I. R. (eds). **Fire and the Australian Biota**. Camberra. Australian Academy of Science. p. 151-175.
- CHRISTENSEN, N. L. 1992. Fire Regimes and Ecosystem Dynamics. In: Crutzen, P. J. & Goldammer, J. G. (ed.). **Fire in the Environment: the Ecological, Atmospheric and Climate Importance of Vegetation Fires**. John Wiley & Sons Ltd. Boston.

- CIRNE, P. & SCARANO, F. R. 1996. Rebrotamento após o fogo de *Andira legalis* (Leguminosae) em restinga fluminense. In: Simpósio Impacto das Queimadas sobre os Ecossistemas e Mudanças Globais. **Anais**. Brasília, DF. Dep. de Ecologia/UnB. p. 128-132.
- CIRNE, P. 2002. Efeitos do fogo na regeneração de *Kielmeyera coriacea* (Spr.) Mart. (Guttiferae) em áreas de cerrado *sensu stricto*: mecanismos de sobrevivência e época de queima. **Tese de Doutorado**. Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- COUTINHO, L. M. 1976. Contribuição ao conhecimento do papel ecológico das queimadas na floração de espécies do cerrado. Universidade de São Paulo. **Tese de Livre Docência**. São Paulo
- COUTINHO, L. M. 1977. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. II - As queimadas e a dispersão de sementes em algumas espécies anemocóricas do estrato herbáceo-subarbustivo. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**. 5: 57-64.
- COUTINHO, L. M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. In: GOLDMMER, J.G. ed. **Fire in the tropical biota - ecosystem process and global challenges**. Ecological Studies Vol 8A. Berlin, Springer-Verlag.
- DIAS, B. F. S. 1998. Impactos do Fogo sobre o Cerrado. **Notas Técnicas da Disciplina Ecologia do Fogo**. Dep. Ecologia. UnB. Brasília.
- EITEN, G. 1978. Delimitation of the cerrado concept. **Vegetatio**. 36: 169-178.
- EITEN, G. 1994. Vegetação do cerrado. In: NOVAES, M. P. (org.) **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. Editora Universidade de Brasília. Brasília.
- ESAU, K. 1990. **Anatomia das Plantas com Sementes**. Ed. Edgard Blucher Ltda. São Paulo.

- CIRNE, P. & SCARANO, F. R. 1996. Rebrotamento após o fogo de *Andira legalis* (Leguminosae) em restinga fluminense. In: Simpósio Impacto das Queimadas sobre os Ecossistemas e Mudanças Globais. **Anais**. Brasília, DF. Dep. de Ecologia/UnB. p. 128-132.
- CIRNE, P. 2002. Efeitos do fogo na regeneração de *Kielmeyera coriacea* (Spr.) Mart. (Guttiferae) em áreas de cerrado *sensu stricto*: mecanismos de sobrevivência e época de queima. **Tese de Doutorado**. Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- COUTINHO, L. M. 1976. Contribuição ao conhecimento do papel ecológico das queimadas na floração de espécies do cerrado. Universidade de São Paulo. **Tese de Livre Docência**. São Paulo
- COUTINHO, L. M. 1977. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. II - As queimadas e a dispersão de sementes em algumas espécies anemocóricas do estrato herbáceo-subarbustivo. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**. **5**: 57-64.
- COUTINHO, L. M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. In: GOLDMMER, J.G. ed. **Fire in the tropical biota - ecosystem process and global challenges**. Ecological Studies Vol 8A. Berlin, Springer-Verlag.
- DIAS, B. F. S. 1998. Impactos do Fogo sobre o Cerrado. **Notas Técnicas da Disciplina Ecologia do Fogo**. Dep. Ecologia. UnB. Brasília.
- EITEN, G. 1978. Delimitation of the cerrado concept. **Vegetatio**. **36**: 169-178.
- EITEN, G. 1994. Vegetação do cerrado. In: NOVAES, M. P. (org.) **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. Editora Universidade de Brasília. Brasília.
- ESAU, K. 1990. **Anatomia das Plantas com Sementes**. Ed. Edgard Blucher Ltda. São Paulo.

- FELFILI, J. M.; REZENDE, A. V.; SILVA JÚNIOR, M. C. & SILVA, M. A. 2000. Changes in the floristic composition of cerrado sensu stricto in Brazil over a nine-year period. **Journal of Tropical Ecology**. **16**: 579-590.
- FERRI, M. G. 1963. Histórico dos trabalhos botânicos sobre o cerrado. In: Ferri, M. G. (ed.). **Simpósio sobre o Cerrado**. Edusp. São Paulo.
- FIEDLER, N. C. & MEDEIROS, M. B. 2002. Plano de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais no Parque Nacional da Serra da Canastra. In: **Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra da Canastra**. IBAMA. Brasília.
- FRANCO, A. C., SOUZA, M. P. & NARDOTO, G. B. 1996. Estabelecimento e crescimento de *Dalbergia miscolobium* em áreas de campo sujo e cerrado no DF. In: Simpósio Impacto das Queimadas sobre os Ecossistemas e Mudanças Globais. **Anais**. Brasília, DF, Dep. de Ecologia/UnB. p.84-92.
- FROST, P. G. H. & ROBERTSON, F. 1987. The ecological effects of fire in savannas. In: WALKER, B. H. ed. **Determinants of Tropical Savannas**. Oxford, IRL Press Limited.
- GILLON, A. M. 1983. The fire problem in tropical savannas. In: Bourliere, F. (ed.). **Tropical Savannas**. Elsevier. Amsterdam. p. 617-641.
- GOODLAND, R. 1971. A physiognomic analysis of the cerrado vegetation of Central Brazil. **Journal of Ecology**, 411-419.
- GRIFFIN, G. F. & FRIEDEL, M. H. 1984. Effects of fire in Central Australia rangelands. I- Fire and fuels characteristics and change in herbage and nutrients. **Australian Journal of Ecology**. **9**: 381-393.
- GUEDES, D. M. 1993. Resistência das árvores do cerrado ao fogo: papel da casca como isolante térmico. **Dissertação de Mestrado**. Universidade de Brasília. Brasília, DF.

- HOFFMANN, W. A. 1998. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. **Journal of Applied Ecology**. **35**: 422-433.
- HOFFMANN, W. A. 1999. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: matrix model projections. **Ecology**. **80 (4)**: 1354-1369.
- KAUFFMAN, J. B. 1991. Survival by sprouting following fire in tropical forests of the Eastern Amazon. **Biotropica**. **23(3)**: 219-224.
- KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L. & WARD, D. E. 1994. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian cerrado. **Journal of Ecology**. **82**: 519-531.
- KAYLL, A. J. & GIMINGHAM, C. H. 1965. Vegetative regeneration of *Calluna vulgaris* after fire. **Journal of Ecology**. **53**: 729-734.
- KELLMAN, M. 1986. Fire sensitivity of *Casuarina torulosa* in north Queensland, Australia. **Biotropica**. **18 (2)**: 107-110.
- KOZOVITS, A. R.; BUSTAMANTE, M. M. C.; SILVA, L. F.; DUARTE, G. F.; CASTRO, A. A. & MAGALHÃES, J. R. 1996. Nitrato e amônio no solo e sua assimilação por espécies lenhosas em uma área de cerrado submetida a queimadas prescritas. In: Simpósio Impacto das Queimadas sobre os Ecossistemas e Mudanças Globais.. **Anais**. Brasília, DF. Dep. de Ecologia/UnB. p.137-147.
- KRAUS, J. E. & ARDUIN, M. 1997. **Manual Básico de Métodos em Morfologia Vegetal**. Edur. Seropédica. Rio de Janeiro.
- LABORIAU, L. G.; MARQUES VÁLIO, I. F. & HERINGER, E. P. 1964. Sobre o sistema reprodutivo de plantas dos cerrados. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. **36 (4)**: 449-464.
- LACEY, C. J. & JOHNSTON, R. D. 1990. Woody clumps and clumpwoods. **Australian**

Journal of Botany. 38: 299-334.

LAMONT, B. B. 1988. Sexual versus vegetative reproduction in *Banksia elegans*.

Botanical Gazette. 149 (4): 370-375.

LANDIM, M. F. & HAY, J. D. 1995. Impacto do fogo sobre alguns aspectos da biologia reprodutiva de *Kielmeyera coriacea* Mart. **Revista Brasileira de Biologia. 56**

(1): 127-134.

LÉVI-STRAUSS, C. 1996. **Tristes Trópicos**. Companhia das Letras. São Paulo.

LLORET, F. & LUIS, L. S. 1993. Resprouting of *Erica multiflora* after experimental fire treatments. **Journal of Vegetation Science. 4 (3):** 367-374.

LUKE, R. H. & McARTHUR, A. G. 1978. **Bushfires in Australia**. Canberra. Government Publishing Service.

MALANSON, G. P. & TRABAUD, L. 1988. Vigour of post-fire resprouting by *Quercus coccifera* L. **Journal of Ecology. 76:** 351-365.

MATOS, M. R. B. 1994. Efeito do fogo sobre os regenerantes de *Blepharocalyx salicifolius* H.B.K. (Myrtaceae) em cerrado aberto, Brasília-DF. **Dissertação de Mestrado**. Universidade de Brasília. Brasília, DF.

MEDEIROS, M. B. 2002. Manejo de Fogo em Unidades de Conservação do Cerrado. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer. No prelo**.

MEDINA, E. & HUBER, O. 1994. The role of biodiversity in the functioning of savanna ecosystems. In: SOLBRIG, O. T.; van Emden, H. M. & van OORDT, P. G. W. J. (eds). **Biodiversity and Global Change**. IUBS. CAB International.

MEDINA, E. & SILVA, J. F. 1990. Savannas of northern South America: a steady state regulated by water-fire interactions on a background of low nutrient availability. **Journal of Biogeography. 17:** 403-413.

MIRANDA, A. C.; MIRANDA, H. S.; DIAS, I. F. O. & DIAS, B. F. S. 1993. Soil and air

- temperatures during prescribed Cerrado fires in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**. **9**:313-320.
- MIRANDA, H. S.; ROCHA e SILVA, E. P. & MIRANDA, A. C. 1996. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. In: Simpósio Impacto das Queimadas sobre os Ecossistemas e Mudanças Globais. **Anais**. Brasília, DF. Dep. de Ecologia/Universidade de Brasília. p. 1-10.
- MIYANISHI, K. & KELLMAN, M. 1986. The role of fire in recruitment of two neotropical savanna shrubs, *Miconia albicans* and *Clidemia sericea*. **Biotropica**. **18 (3)**: 224-230.
- MOREIRA, A. G. 1992. Fire protection and vegetation dynamics in the brazilian Cerrado. **Ph. D. Thesis**. Harvard University. Harvard.
- MOREIRA, A. G. & KLINK, C. A. 2000. Biomass allocation and growth of tree seedlings from two contrasting brazilian savannas. **Ecotropicos**. **13 (1)**: 43-51.
- MORENO, J. M. & OECHEL, W. C. 1991. Demography of *Adenostoma fasciculatum* after fires of different intensities in southern California chaparral. **Oecologia**. **85**: 429-433.
- NARDOTO, G. B. 2000. Efeito de queimadas na mineralização de nitrogênio e em processos de ciclagem de nutrientes em uma área de cerrado *sensu stricto*. **Dissertação de Mestrado**. Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- NEVES, B. M. C. 2000. Comportamento de queimadas, temperatura do solo e recuperação da biomassa aérea em campo sujo nativo e em capim gordura (*Melinis minutiflora*). **Dissertação de Mestrado**. Universidade de Brasília. Brasília.
- NORTON-GRIFFITHS, M. 1984. The influence of grazing, browsing and fire on the vegetation dynamics of the Serengeti. In: SINCLAIR, A. R. E. & NORTON-

- GRIFFITHS, M. (eds.). **Serengeti – Dynamics of an Ecosystem**. University of Chicago. Chicago. p. 310-352.
- OLIVEIRA, R. S.; BATISTA, J. A. N.; PROENÇA, C. E. B. & BIANCHETTI, L. 1996. Efeito do fogo na floração de espécies de Orchidaceae em Cerrado. In: Simpósio Impacto das Queimadas sobre os Ecossistemas e Mudanças Globais. Brasília, DF. **Anais**. Dep. de Ecologia/UnB. p.61-67.
- OLSON, M. S. & PLATT, W. J. 1995. Effects of habitat and growing season fires on resprouting of shrubs in longleaf pine savannas. **Vegetatio**. **119**: 101-118.
- OTTMAR, R. D.; VIHMANEK, R. E.; MIRANDA, H. S.; SATO, M. N. & ANDRADE, S. M. A. 2001. **Séries de Estereo-Fotografias para Quantificar a Biomassa da Vegetação do Cerrado do Brasil Central**. Volume I. USDA. General Technical Report. PNW GTR 5191.
- PATE, J. S.; FROEND, R. H.; BOWEN, B. J. HANSEN, A. & KUO, J. 1990. Seedling growth and storage characteristics of seeder and resprouter species of mediterranean-type ecosystem S. W. Australia. **Annals of Botany**. **65**: 587-601.
- PICKETT, S. T. A. & WHITE, P. S. 1985. **The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics**. Academic Press, Inc. New York.
- PIVELLO, V. R. & COUTINHO, L. M. 1992. Transfer of macro-nutrients to the atmosphere during experimental burnings in a open cerrado (Brazilian savanna). **Journal of Tropical Ecology**. **8**: 487-497.
- POSEY, D. A. 1987. Manejo de floresta secundária, capoeiras, campos e cerrado (Kayapó). In: Ribeiro, D. (ed.). **Suma Etnológica Brasileira**. Finep. 2^a Edição. Rio de Janeiro.

- PURDIE, R. W. 1977. Early stages of regeneration after burning in dry sclerophyll vegetation. **Australian Journal of Botany**. **25**: 21-34.
- PUTZ, N. E. & BROKAW, N. V. L. 1989. Sprouting of broken trees on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**. **70**: 508-512.
- RAMOS, A. E. 1990. Efeitos da queima sobre a vegetação lenhosa do cerrado. **Dissertação de Mestrado**. Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- RAMOS-NETO, M. B. 2000. O Parque Nacional das Emas (GO) e o Fogo: Implicações para a Conservação Biológica. **Tese de Doutorado**. Universidade de São Paulo. São Paulo.
- RAWITSCHER, F. K. & RACHID, M. 1946. Troncos subterrâneos de plantas brasileiras. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. **4**: 261-280.
- RAWITSCHER, F. K.; FERRI, M. G. & RACHID, M. 1943. Profundidade dos solos e vegetação em campos cerrados do Brasil Meridional. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. **4**: 267-294.
- RIBEIRO, J. F. & WALTER, B. M. T. 1998. Fitofisionomias do bioma cerrado. In: SANO, S. M. & ALMEIDA, S. P. (eds.). **Cerrado: ambiente e flora**. p. 89-168. Embrapa. Brasília.
- RIZZINI, C. T. & HERINGER, E. P. 1962. Studies on the underground organs of trees and shrubs from some southern brazilian savannas. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. 235-248.
- ROTHERMEL, R. C. & DEEMING, J. E. 1980. Measuring and interpreting fire behaviour for correlating with fire effects. **USDA Forest Service General Technical Report 93**.
- RUTHEFORD, M. C. 1981. Survival, regeneration and leaf biomass changes in woody plants following spring burns in *Burkea africana*-*Ochna pulchra* Savanna.

Bothalia. 13: 531-552.

SAINT-HILAIRE, A. 1986. **Viagens às Nascentes do Rio São Francisco**. EDUSP. São Paulo.

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

SAN JOSE, J. J. & FARIÑAS, M. R. 1991. Temporal changes in the structure of a Trachypogon savanna protected for 25 years. **Acta Oecologica. 12: 237-247.**

SAN JOSÉ, J. J. & MEDINA, E. 1977. Producción de matéria orgânica em la sabana de Trachypogon, Calabozo, Venezuela. **Bol. Soc. Venez. Cienc. Nat. 134: 75-100.**

SATO, M. N. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado submetidas a diferentes regimes de queima. **Dissertação de Mestrado**. Universidade de Brasília. Brasília.

SCHOLES, R. J. & ARCHER, S. R. 1997. Tree-grass interactions in savannas. **Annu. Rev. Ecol. Syst. 28: 517-544.**

SILVA, D. M.; HAY, J. D. & MORAIS, H. C. 1996 (a). Sucesso reprodutivo de *Byrsonima crassa* (Malpighiaceae) após uma queimada em um cerrado de Brasília-DF. In: Simpósio Impacto das Queimadas sobre os Ecossistemas e Mudanças Globais. **Anais**. Brasília, DF. Dep. de Ecologia/UnB. p.122-127.

SILVA, E. P. R. 1999. Efeito do regime de queima na taxa de mortalidade e estrutura da vegetação lenhosa de campo sujo de cerrado. **Dissertação de Mestrado**. Universidade de Brasília. Brasília, DF.

- SILVA, G. T.; SATO, M. N. & MIRANDA, H. S. 1996 (b). Mortalidade de plantas lenhosas em um campo sujo de cerrado submetido a queimadas prescritas. In: Simpósio Impacto das Queimadas sobre os Ecossistemas e Mudanças Globais. **Anais**. Brasília, DF. Departamento de Ecologia/Universidade de Brasília. p.93-101.
- SILVA, R. S. 1993. Effect of winter fire on primary productivity and nutrient concentration of a dry tropical savanna. **Vegetatio**. **106**: 63-71.
- SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. 1987. **Biometry- the Principles and Practice of Statistics in Biological Research**. W. H. Freeman & Company. New York.
- SOUZA, M. H. A. O. & SOARES, J. J. 1983. Brotamento de espécies arbustivas e arbóreas, posteriormente a uma queimada, num cerradão. **Anais do Seminário Regional de Ecologia**. III: 263-275.
- THOMAS, C. M. & DAVIS, S. D. 1989. Recovery patterns of three chaparral shrubs species after wildfire. **Oecologia**. **80**: 309-320.
- TROLLOPF, W. S. W. 1984. Fire behaviour. In: Booysen, P. V & Tainton, N. M (ed.). **Ecological Effects of Fire in South African Ecosystems**. Springer-Verlag. Berlin. p.200-217.
- VAN WAGNER, C. E. 1972. Height of crown scorch in forest fires. **Canadian Journal of Forest Research**. **3**: 373-378.
- VICENTINI, K. R. F. 1993. Análise palinológica de uma vereda em Cromínia-GO. **Dissertação de Mestrado**. Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- VICENTINI, K. R. F. 1999. História do Fogo no Cerrado: uma Análise Palinológica. **Tese de Doutorado**. Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- WALKER, B. H. A. 1987. general model of savanna structure and function. In: WALKER, B. H. ed. **Determinants of Tropical Savannas**. Oxford. IRL, Press

Limited.

WHELAN, R. J. 1997. **The Ecology of Fire**. Cambridge. Cambridge University Press.