

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

**A influência de diferentes regimes de queima sobre a comunidade
de aranhas cursoriais do cerrado de Brasília/DF**

Geraldo de Brito Freire Júnior

Brasília - DF

2010

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

A influência de diferentes regimes de queima sobre a comunidade de
aranhas cursoriais do cerrado de Brasília/DF

Orientador: Dr. Paulo César Motta

Dissertação apresentada ao Instituto de
Ciências Biológicas da Universidade de
Brasília como parte dos requisitos necessários
à obtenção do título de Mestre em Biologia
Animal

Brasília - DF

2010

Trabalho realizado com apoio financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de pessoal de Nível Superior (CAPES) e como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre em Biologia Animal pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade de Brasília.

“A influência de diferentes regimes de queima sobre a comunidade de aranhas cursoriais do cerrado de Brasília/DF”

Geraldo de Brito Freire Júnior

“Por todas as eras, o uso do fogo talvez tenha sido a mais importante habilidade da mente humana... Locais próximos ao fogo marcam o início do convívio social, espaço para comunicação e reflexão” (Sauer, 1969).

AGRADECIMENTOS.

Agradeço ao meu orientador, Dr. Paulo César Motta, pela amizade, crédito, conselhos e palavras amigas nos momentos de angústia decorrentes da exaustão do trabalho de campo, pós-qualificação e defesa de mestrado.

À professora Dra. Heloísa Sinátora Miranda por ser um exemplo de pesquisadora e ao mesmo tempo tão acolhedora e amável com seus alunos, compartilhando com um entusiasmo cativante as informações sobre o fogo no bioma Cerrado e também pela correção e comentários ao meu exame de qualificação.

À Dra. Margarete Naomi Sato - Ná, pela atenção e auxílio nas disciplinas do mestrado.

Ao professor Dr. Guarino R. Colli pela correção do exame de qualificação, pelos valiosos conhecimentos estatísticos e principalmente pela permissão do uso das armadilhas (*pitfalls*).

Ao pessoal do Laboratório de Herpetologia, em especial o grande amigo Bernardo Míglio Costa pela significativa ajuda no trabalho de campo, amizade e companheirismo; Davi Pantoja pelo incentivo no início do mestrado; Gabriel Horta pelos longos e cômicos “causos” da vida.

Aos amigos do Laboratório de Aracnídeos: Eslei Xavier, Rommel Bastos, Naiara Carolina, Ângelo Zerbini, Simone Salgado, Anderson Schimiti (Preto), Ana Carolina (Tina), Yara e Andrea pelo auxílio na triagem das aranhas e trabalho de campo; a Aline Zimmermann pela tradução do texto e composição do “Abstract” desta obra; ao biólogo Ivan Malinov pela substancial ajuda na “identificação” dos licosídeos e valiosas ilustrações.

À CAPES pela concessão da bolsa de mestrado.

Aos professores do Departamento de Zoologia e Ecologia da UnB.

À Reserva Ecológica do IBGE, em especial Mírian e Bethânia.

À minha família, em especial meus pais: Dona Zete e Sr. Geraldo de Brito Freire pelo exemplo de vida, constante apoio, admiração e pela formação dos meus valores como

pessoa; ao Dr. Ivan Claret (Tio “China”) pelo incentivo à pesquisa e pelo amor aos assuntos ambientais; à minha namorada Aleksandra Sales pela compreensão da minha ausência devida às demandas acadêmicas e pelas incríveis fórmulas do Excel; à Cléa Márcia (Maninha), Jonny, Mauricio e João Pereira (Neto) pelo companheirismo e constante amizade; ao amigo Daniel Gadelha por ser um verdadeiro irmão de longa data.

Aos amigos Robson Araújo e Juliana Braga pelo auxílio na estatística e composição do “Abstract”, respectivamente.

Ao doutorando e mestre de capoeira Eurico Lopes Barreto Vianna pela amizade e incentivo à pesquisa.

A todos que contribuíram para a conclusão desta obra.

SUMÁRIO

RESUMO	VII
ABSTRACT	IX
ÍNDICE DE FIGURAS	XI
ÍNDICE DE TABELAS	XIII
INTRODUÇÃO	01
OBJETIVOS E HIPÓTESES	06
MATERIAIS E MÉTODOS	07
Área de Estudo	07
Regimes de Queima.....	08
Métodos de Coleta	10
Identificação dos Espécimes	11
Análises Estatísticas	11
RESULTADOS	14
Esforço Amostral	14
Abundância	15
Riqueza	17
Equitabilidade	18
Composição de espécies, Diversidade e Similaridade	19
DISCUSSÃO	24
Esforço Amostral	24
Abundância	24
Riqueza.....	25
Composição de espécies, Diversidade e Equitabilidade	26
Similaridade	27
CONCLUSÕES.....	28
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	29
ANEXO.....	38

RESUMO

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro, possui clima bem definido com forte sazonalidade. A interação entre clima, disponibilidade de água e nutrientes no solo e o fator fogo são determinantes à formação do bioma. O fogo transforma a paisagem em mosaicos com diferentes idades pós queima e diferente estrutura florística, fatores, estes, que atuam para promoção e manutenção da diversidade biológica. Apesar da importância do fogo para o Cerrado ainda são escassos os estudos dos efeitos do fogo sobre a fauna. Foram utilizadas armadilhas de interceptação e queda (*pitfall traps*) instaladas em cinco áreas de cerrado *sensu stricto*, submetidas a diferentes regimes de queima, da Reserva Ecológica do Roncador-IBGE (Brasília-DF) para se determinar os efeitos da frequência e época de queima sobre as aranhas cursoriais, utilizando a abundância, riqueza, equitabilidade, composição da comunidade e diversidade como parâmetros para testar a Hipótese do Distúrbio Intermediário de Connell. Foram coletadas 4.315 aranhas de abril de 2007 a outubro de 2008, agrupadas por mês, totalizando 19 amostras para cada área ao final do estudo. Os espécimes foram conservados em etanol 80% e identificados até família e separados em morfotipos. A abundância foi maior na parcela controle (CT) e menor na bienal tardia (BT), ao contrário da riqueza (*Jackknife1*), cujos valores foram maiores nas parcelas bienal precoce (BP) e quadrienal (QD) e menores em CT e BT. Padrão similar (CT com menor valor) foi encontrado para a equitabilidade. As comunidades diferiram quanto à composição de espécies, sendo a área CT marcada pela maior abundância das espécies *Alopecosa* sp. 2, *Actinopus* sp. 1 e *Hogna gumia*, e a bienal modal (BM) pela presença de *Cybaeodamus* sp. 1, *Lycosa aurogutatta* e *Xeropigo* sp. Embora a maioria dos parâmetros seja maior em áreas sujeitas à queima, os valores somente diferem significativamente entre as áreas com e sem queima, por exemplo, a diversidade foi significativamente maior em BT, BM e QD comparado à CT, não havendo qualquer separação da diversidade entre as áreas com diferentes frequências e épocas de queima, o

que não permite a confirmação da Hipótese do Distúrbio Intermediário. Em relação ao regime de queima, a época/estação das queimadas mostrou efeito maior na composição da araneofauna, uma vez que áreas com diferentes frequências de queimadas, porém, com igual época/estação possuem araneofauna similares.

ABSTRACT

The Cerrado is the second largest Brazilian biome, and it has a well-defined climate with strong seasonality. The interaction between climate, water and nutrient availability in the soil is very important in the formation of the biome. Even though the fire is extremely important for the Cerrado, studies on the effects of the fire on the fauna are still very few. We used pitfall traps installed in five areas of Cerrado *sensu strictu* submitted to different burning regimes (season and frequency), of the Reserva Ecológica do Roncador – IBGE (Brasília, DF, Brazil) to determine the effects of frequency and season of the burning on cursorial spiders. We used abundance, richness, equitability, community composition and diversity as parameters to test Connell's Hypothesis of Intermediate Disturbance. We collected 4315 spiders from April 2007 to October 2008, grouped by month, totalizing 19 samples for each area at the end of the study. The specimens were conserved in 80% ethanol, identified until the family level and then separated in morphotypes. The abundance was highest in the control area (CT) and smallest in the delayed biennial (BT), contrary to the richness (*Jackknife1*), that had the biggest values in the early biennial (BP) and quadriennial (QD) and smallest in CT and BT. A similar pattern (CT with the smallest value) was found for the evenness. The communities differ to the composition of species, with the CT area marked by the greatest abundance of morphotypes *Alopecosa* sp. 2, *Actinopus* sp. 1, *Hogna gumia*, and modal biennial (BM) by the presence of *Cybaeodamus* sp. 1, *Lycosa aurogutatta* and *Xeropigo* sp. Although most parameters have higher values in areas subjected to fires, the values differ only significantly between the areas with burning and without. For example, the diversity was significantly higher in BT, BM and QD, compared to CT, without a clear separation between areas with different frequencies and timing of burning, and without indicating the one with an intermediate gradient of frequency (QD) or season (BM) of burning as the ones of highest diversity, as the Intermediate Disturbance Hypothesis would predict. The season of the burning was the

most influent on the spider fauna, because different areas with different burning regimes presented similar compositions in the same season.

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização da Reserva Ecológica do Roncador RECOR-IBGE nas proximidades de Brasília/DF.09
- Figura 2.** Localização das parcelas experimentais do Projeto Fogo em áreas de cerrado *sensu stricto* submetidas a queimadas prescritas bienais: precoce (BP), modal (BM) e tardia (BT), e quadrienal modal (QD).09
- Figura 3.** Disposição dos pontos amostrais compostos por baldes de 35 litros utilizados como armadilhas de interceptação e queda (*pitfall-traps*) e unidos por cerca-guia (lona plástica) em cada parcela experimental de cerrado *sensu stricto* do Projeto Fogo da Reserva Ecológica do IBGE.10
- Figura 4.** Curva de acúmulo de espécies, sob os valores de *Mao Tau*, geradas através de 1.000 aleatorizações e com intervalo de confiança de 95%, com base no esforço amostral total (95 amostras) realizado na Reserva Ecológica do Roncador - IBGE.14
- Figura 5.** Curvas de acúmulo de espécies, com base nos valores de *Mao Tau* (S_{obs}) e gerados com 1.000 aleatorizações, para os cinco regimes de queima do cerrado *sensu stricto* da Reserva Ecológica do IBGE. Legendas: BM: bienal modal; BP: bienal precoce; BT: bienal tardia; CT: controle; QD: quadrienal.15
- Figura 6.** Curva rank-abundância indicando as três espécies mais abundantes durante o estudo, com base no esforço amostral total (95 amostras) realizado na Reserva Ecológica do Roncador - IBGE.16
- Figura 7.** *Boxplot* dos valores de abundância entre os cinco regimes de queima do cerrado *sensu stricto* da Reserva Ecológica do IBGE. Legendas: BM: bienal modal; BP: bienal precoce; BT: bienal tardia; CT: controle; QD: quadrienal. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($p < 0,05$).16
- Figura 8.** *Boxplot* das distribuições dos valores de riqueza para os cinco tratamentos do Projeto Fogo referentes à fisionomia cerrado *sensu stricto* da RECOR-IBGE. Legendas: CT: controle; BP: bienal precoce; BM: bienal modal; BT: bienal tardia; QD: quadrienal. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos ao nível de ($p < 0,05$).18

- Figura 9** Distribuição dos valores de equitabilidade Pielou (J) para os cinco tratamentos do Projeto Fogo referentes à fisionomia cerrado *sensu stricto*. Legendas: CT: controle; BP: bienal precoce; BM: bienal modal; BT: bienal tardia; QD: quadrienal. Diferenças significativas ($p < 0,05$) são indicadas por letras diferentes.19
- Figura 10.** Variáveis canônicas obtidas na função discriminante gerada através da distribuição das espécies de aranhas cursoriais presentes nas cinco parcelas experimentais de cerrado *sensu stricto* da RECOR-IBGE. Legendas: CT: controle; BP: bienal precoce; BM: bienal modal; BT: bienal tardia; QD: quadrienal. Diferenças significativas ($p < 0,05$) são indicadas por letras diferentes.21
- Figura 11.** Perfis de Diversidade de Rényi para os cinco tratamentos experimentais do Projeto Fogo referentes à fisionomia cerrado *sensu stricto* da Reserva Ecológica do IBGE. Legendas: CT: controle; BP: bienal precoce; BM: bienal modal; BT: bienal tardia; QD: quadrienal.22
- Figura 12.** Análise de Agrupamento Hierárquico com base na composição da araneofauna, com referência aos valores de Bray-Curtis para a separação dos grupos, das áreas de cerrado *sensu stricto* da Reserva Ecológica do IBGE, Brasília-DF, sujeitas a diferentes regimes de queima. Legendas: CT: controle; BP: bienal precoce; BM: bienal modal; BT: bienal tardia; QD: quadrienal.23

ÍNDICE DE TABELAS

- Tabela 1.** Valores de riqueza, abundância e contribuição de coleta para as cinco parcelas experimentais do Projeto Fogo referentes ao cerrado *sensu stricto* da RECOR-IBGE. CT: controle; BP: bienal precoce; BM: bienal modal; BT: bienal tardia; QD: quadrienal.17
- Tabela 2.** Média e desvio padrão dos valores de riqueza, fornecidos pelos estimadores *Mao Tau* e *Jacknife 1* para as áreas de cerrado *sensu stricto*, da RECOR-IBGE, com diferentes regimes de queima: CT: controle; BP: bienal precoce; BM: bienal modal; BT: bienal tardia; QD: quadrienal.17
- Tabela 3:** Média e desvio padrão do estimador de equitabilidade de Pielou (J) gerados para cada tratamento da fisionomia cerrado *sensu stricto* do Projeto Fogo, RECOR-IBGE. Legendas: BP: bienal precoce; BM: bienal modal; BT: bienal tardia; CT: controle; QD: quadrienal.18
- Tabela 4.** Coeficientes das duas primeiras variáveis canônicas geradas através de análise discriminante para a distribuição das espécies mais importantes para a separação dos grupos.20
- Tabela 5.** Valor médio das abundâncias das espécies mais importantes para a separação dos grupos.20
- Tabela 6.** Valores médios de Diversidade de Rényi ($H\alpha$) para as cinco áreas de cerrado *sensu stricto* sujeitas a diferentes regimes de queima e os valores de significância, gerados através do teste de comparação múltipla de Tukey, para os tratamentos comparados dois a dois.22

INTRODUÇÃO

Cerrado e regime de queima

Com uma área de aproximadamente 2 milhões de km², o Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro e faz divisa com a Floresta Amazônica, Caatinga e Mata Atlântica (Oliveira-Filho & Ratter, 2002) e apresenta grande diversidade em formações vegetais, seguindo um gradiente em densidade de lenhosas desde áreas abertas (campos) até formações mais densas como Cerradão e Matas de Galeria (Eiten, 1972). A precipitação anual varia entre 1.100 a 1.600 mm, sendo a maior parte desta distribuída nos meses de outubro a abril (Cole, 1986).

O clima é tropical, marcado por um inverno seco e verão úmido o que impõe sobre a vegetação uma forte sazonalidade fazendo com que, especialmente gramíneas, percam seu teor de umidade no inverno (Ramos-Neto & Pivello, 2000). O clima, disponibilidade de água e nutrientes no solo são determinantes à formação do Cerrado (Reatto *et al.*, 1998; Oliveira-Filho & Ratter, 2002), além do fator fogo (Cole, 1986; Klink & Machado, 2005).

As queimadas são comuns ao Cerrado, bem como para as demais savanas, e assim têm sido por milhares de anos (Miranda *et al.*, 2002). Estudos comprovam que o tempo de exposição do Cerrado ao fogo é de no mínimo 32.400 anos, e que as queimas de origem antropogênica ocorram há, pelo menos, 11.000 anos (Salgado-Labouriau & Ferraz-Vicentini, 1994), o que têm alterado o regime natural (frequência e época do ano), a estrutura da vegetação e composição de espécies, trazendo sérios riscos à conservação do bioma (Miranda *et al.*, 2002; Klink & Moreira, 2002).

As queimadas antropogênicas estão tradicionalmente relacionadas às práticas agrícolas (Ramos-Neto & Pivello, 2000), ocorrem de maio a setembro, momento no qual a vegetação encontra-se em déficit hídrico e, portanto, mais inflamável. Nessa época, o fogo espalha-se com maior facilidade, gerando queimadas mais severas conforme o andamento da estação (Coutinho, 1990; Pivello & Coutinho, 1992; Ramos-Neto & Pivello, 2000).

Os incêndios de causas naturais, por sua vez, são promovidos por descargas elétricas comuns durante os meses da estação chuvosa ou de transição e, devido ao maior teor de umidade contido na vegetação e no estrato rasteiro, são geralmente mais brandos e heterogêneos quando comparados às queimadas da estação seca (Whelan, 1995; Ramos-Neto & Pivello, 2000).

No Cerrado, assim como nas demais savanas, as queimadas são superficiais com consumo do combustível fino do estrato rasteiro. Variações na oferta e composição do combustível acabam por influenciar a taxa de consumo e eficiência de queima em determinada área (Castro & Kauffman, 1998; Miranda *et al.*, 2002). Principalmente nas formas mais densas de Cerrado, onde o sombreamento altera a taxa de perda de umidade do combustível (Miranda *et al.*, 1993; Kauffman *et al.*, 1994) e, assim, pequenas áreas podem ser mantidas preservadas do fogo, transformando a paisagem em mosaicos com diferentes idades pós-queima e diferentes estruturas florísticas (Coutinho, 1990; Pianka, 1992; Miranda *et al.*, 2002). Tal heterogeneidade pode ser promotora de uma maior diversidade biológica (Connell, 1978; Sanford *et al.*, 1985).

De acordo com a hipótese de Connell (1978), distúrbios em escala moderada de intensidade e frequência promovem a diminuição da densidade populacional das espécies dominantes e reduzem a exclusão de espécies com menores capacidades competitivas, permitindo que essas espécies persistam em ambientes recém criados, sendo, esses, fatores-chaves para a manutenção da diversidade biológica. O padrão proposto pela Hipótese do Distúrbio Intermediário vem sendo extensivamente debatido por vários autores ao longo dos anos (Reice *et al.*, 1990; Mackey & Currie, 2000). Mackey e Currie (2001) sugerem que o padrão de maior diversidade no estágio moderado de perturbação é mais caracterizado como exceção do que como regra, limitando-se a estudos de organismos sésseis e sob um baixo esforço amostral.

Vários aspectos sobre a ecologia do fogo vêm sendo amplamente avaliados, dentre os quais podemos citar: dinâmica de combustível, ciclagem de nutrientes, comportamento de fogo, mudanças na estrutura e composição de espécies vegetais, resistência ao fogo, dispersão de sementes e mortalidade de lenhosas (Coutinho, 1990; Pivello & Coutinho, 1992; Guedes, 1993; Kauffman *et al.*, 1994; Oliveira *et al.*, 1996; Sato, 1996; Miranda *et al.*, 2002). Entretanto, ainda são poucos os estudos relacionados acerca das respostas das comunidades animais ao impacto promovido pelo fogo.

Efeitos do fogo sobre a fauna

Com relação à fauna, pequenos mamíferos, em geral, são negativamente afetados pelas queimadas, tendo os parâmetros como sobrevivência e reprodução reduzidos pela passagem do fogo (Vieira, 1999; Henriques *et al.*, 2000; Corbett *et al.*, 2003). Observa-se baixa mortalidade da herpetofauna em queimas de intensidade moderada (Griffiths & Christian, 1996; Smith *et al.*, 2001). As comunidades de lagartos respondem significativamente ao fogo, tendo a riqueza e equitabilidade aumentados em áreas perturbadas (Pantoja, 2007). As aves, geralmente, deslocam-se bem e são pouco afetadas pelo fogo, sendo evidenciada a presença de insetívoras e forrageadoras do solo logo nos primeiros momentos pós-queima, atraídas principalmente pela remoção do folhiceo e, conseqüentemente à maior acessibilidade aos recursos (Cavalcanti & Alves, 1997).

Dentre os estudos relacionados à fauna invertebrada, observa-se que macroinvertebrados aquáticos apresentam um aumento abrupto na riqueza e abundância no período pós-queima, provavelmente, refletindo uma maior produção primária devido à maior luminosidade e aporte de nutrientes decorrentes da ação do fogo sobre a vegetação (Douglas *et al.*, 2003).

York (1996), em um dos poucos estudos de longo prazo acerca dos efeitos de queimadas recorrentes sobre comunidade de invertebrados terrestres em savanas

australianas, verificou alta variação de respostas ao fogo a depender do grupo taxonômico em questão. Por exemplo, ácaros, coleópteros, dípteros e larvas de insetos foram prejudicados por meio de significativa redução em abundância, ao passo que hemípteros, formigas e aranhas foram favorecidos pelo fogo através do aumento na riqueza de espécies.

Ghione e colaboradores (2007) verificaram baixa mortalidade e aumento significativo na diversidade de aracnídeos cursoriais abrigados sob rochas em área recentemente queimada comparado a área sem queima, o que reforça a idéia da importância dos abrigos na proteção contra os efeitos nocivos do fogo. Existe o consenso de que cascas de árvores, cupinzeiros e abrigos subterrâneos são frequentemente utilizados por aracnídeos cursoriais (York, 1996; Moretti *et al.*, 2002), e indivíduos abrigados nesses ambientes durante a ocorrência de queimadas têm maiores chances de sobrevivência. Vários estudos comprovam que tais estruturas são eficientes isolantes térmicos (Coutinho, 1990; Guedes, 1993; Miranda *et al.*, 1993).

Moretti e colaboradores (2002) realizaram um importante estudo acerca de como diferentes frequências de queima influenciam a estrutura e diversidade de aracnídeos cursoriais. Seus resultados indicam significativo aumento da riqueza e abundância em áreas sujeitas a um maior histórico de queimas. Modificações na estrutura da vegetação exercem fortes influências sobre a comunidade de aracnídeos, assim perturbações como o fogo que alteram a estrutura florística, podem indiretamente influenciar a riqueza e abundância de espécies (York, 1996; Uetz *et al.*, 1999; Moretti *et al.*, 2004).

Dentre os estudos relacionados à influência do fogo sobre a fauna invertebrada do cerrado brasileiro, Naves (1996) e Dias (1998) verificaram efeitos negativos sobre formigas e larvas de lepidópteros, respectivamente, enquanto que Dall’Aglia (1992) e Diniz (1997) observaram efeitos positivos do fogo sobre aranhas e insetos, respectivamente.

Embora existam variações em relação às respostas da fauna invertebrada ao fogo, a tendência para a maioria dos grupos é a alta resiliência ao distúrbio e maior influência da frequência do que da intensidade do mesmo (Andersen & Müller, 2000).

A maioria dos estudos relacionados à influência do fogo sobre a fauna invertebrada concentra-se em outros biomas, como florestas secas australianas (York, 1996; Andersen & Müller, 2000; Douglas, *et al.*, 2003) e florestas de coníferas suíças (Moretti *et al.*, 2002), com enfoque em respostas pontuais de um único regime de queima. Esses fatores são limitantes à aplicação dos resultados no manejo de áreas naturais sujeitas a um longo e variado histórico de queimas recorrentes (Frost, 1985). Desse modo, ainda se faz necessário maiores esforços para compreensão acerca da resposta das comunidades animais ao fogo, em especial dos invertebrados (Coutinho, 1982; York, 1996; Mistry, 1998; Andersen & Müller, 2000).

Araneofauna

Aranhas formam um grupo megadiverso e pouco estudado (Coddington & Levi, 1991). Sua ampla distribuição e diversidade, aliada à facilidade de coleta e separação em morfoespécies (Beatie & Oliver, 1994), são fatores que as tornam ótimos organismos para o estudo de impactos ambientais (McNett & Rypstra, 2000; Ysnel & Canard, 2000; Buddle *et al.*, 2005).

Atualmente, estão registradas no mundo cerca de 40.000 espécies de aranhas, incluídas em 3642 gêneros e 111 famílias (Platnick, 2010). O Brasil é uma das áreas com maior diversidade de aranhas, sendo que das 111 famílias de aranhas existentes no mundo, 67 possuem registros para o país (Platnick, 2010). Atualmente, as áreas mais estudadas no Brasil são a Floresta Amazônica (Borges & Brescovit, 1996) e a Mata Atlântica litorânea da Região Sudeste (Brescovit, 1999), com poucos registros para o Cerrado, dentre os quais, um estudo de diversidade (Ricetti & Bonaldo, 2008) e uma lista de espécie das famílias

Araneidae e Theraphosidae (Motta & Bertani, 2010) merecem destaque. As famílias Lycosidae, Ctenidae, Corinnidae, Gnaphosidae e Theraphosidae são aranhas cursoriais comuns no Cerrado.

Projeto fogo

Em 1989, um experimento de longo prazo, chamado “Projeto Fogo”, foi montado na Reserva Ecológica do Roncador - IBGE (RECOR) com o objetivo geral de determinar os efeitos de diferentes regimes de queimas prescritas sobre a estrutura e funcionamento do Cerrado (Nardoto *et al.*, 2006). Fazem parte do projeto três blocos de 50 ha, sendo cada bloco referente a uma forma fisionômica da vegetação do bioma.

Desde 1992, data da primeira queimada, apenas o fogo vem sendo aplicado como agente perturbador no sistema. Vale ressaltar que no início do projeto as áreas encontravam-se preservadas há, pelo menos, 18 anos e não diferiam estrutural e florísticamente (Sato, 2003).

OBJETIVOS E HIPÓTESES

O objetivo desse trabalho foi investigar a influência da frequência e época de queima sobre a diversidade de aranhas cursoriais do Cerrado *sensu stricto*, utilizando os parâmetros abundância, riqueza, equitabilidade, diversidade e similaridade para mensuração dos efeitos das queimadas.

Hipótese 1: A abundância das aranhas cursoriais é menor em áreas submetidas ao fogo do que em área preservada.

Hipótese 2: A riqueza e a equitabilidade de aranhas cursoriais são maiores em áreas submetidas à queima, comparadas à área controle.

Hipótese 3: A área submetida à queima no meio da estação seca contém maior diversidade de aranhas cursoriais comparada às áreas com queimadas nos extremos da estação.

Hipótese 4: Com base na composição de espécies, as áreas queimadas, independente do regime, são mais similares entre si do que quando comparadas com área preservada do fogo.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A Reserva Ecológica do IBGE (15°56'21''S e 47°53'07''W) faz limites a nordeste e noroeste com a Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília, e a sudeste com a Fazenda Água Limpa. Possui uma área de 1.350ha e é parte da Área de Proteção Ambiental (APA) Distrital Gama – Cabeça de Veado que perfaz, incluindo a Reserva, um total de 10.000 ha de área protegida e contínua (Figura 1). Além disto, desde 1993, a RECOR foi considerada pela UNESCO uma das Áreas Núcleo da Reserva da Biosfera do Cerrado no Distrito Federal. Em 2002, o governo federal criou a Área de Proteção Ambiental – APA do Planalto Central que inclui a Reserva (IBGE- RECOR, 2008). O longo tempo de acompanhamento e a extensa gama de dados relacionados ao Projeto Fogo faz da RECOR uma excelente localidade para o presente estudo.

Regimes de queima

O estudo foi conduzido no bloco referente ao cerrado *sensu stricto* da RECOR que contém cinco parcelas experimentais de 200m X 500m (10 ha) e recebem um tipo de tratamento experimental para simular diferentes regimes (épocas e frequências) de queimadas no Cerrado (Figura 2).

As parcelas experimentais do Projeto Fogo são:

- Controle (CT): preservada do fogo há, pelo menos, 36 anos;
- Bienal precoce (BP): queima no início da estação seca, final de junho, regime mais similar ao de queima natural na região do cerrado (Ramos-Neto & Pivello, 2000);
- Bienal modal (BM): queima no meio da estação seca, início de agosto, período no qual a queima antrópica é mais comum na região (Coutinho 1982; Coutinho, 1990);
- Bienal tardia (BT): queima no final de setembro, período no qual favorece a renovação de folhas e floração da maior parte das lenhosas (Oliveira & Gibbs, 2000);
- Quadrienal modal (QD): queima a cada quatro anos no meio da estação seca (início de agosto); favorece o recrutamento de lenhosas, a reposição de biomassa e nutrientes perdidos (Pivello & Coutinho, 1992; Kauffman *et al.*, 1994).

A queima da parcela quadrienal ocorreu em agosto de 2007 e as bienais precoce, modal e tardia, queimaram nos meses de julho, agosto e setembro de 2008, respectivamente.

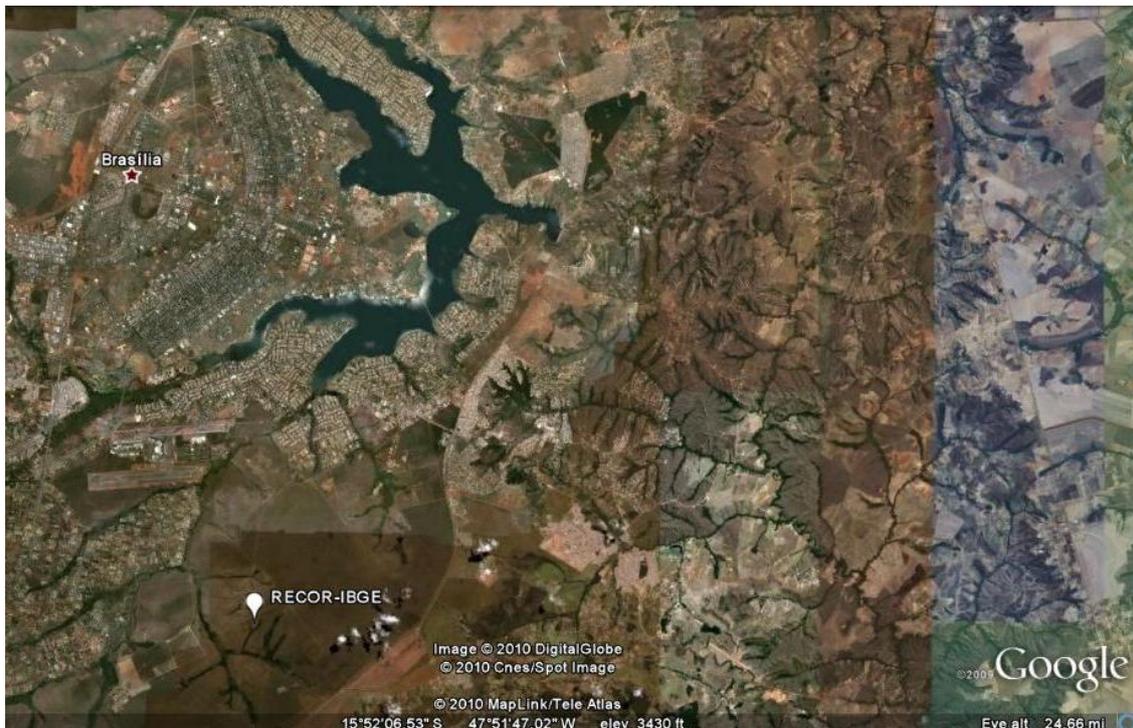


Figura 1. Localização da Reserva Ecológica do Roncador RECOR-IBGE nas proximidades de Brasília/DF.

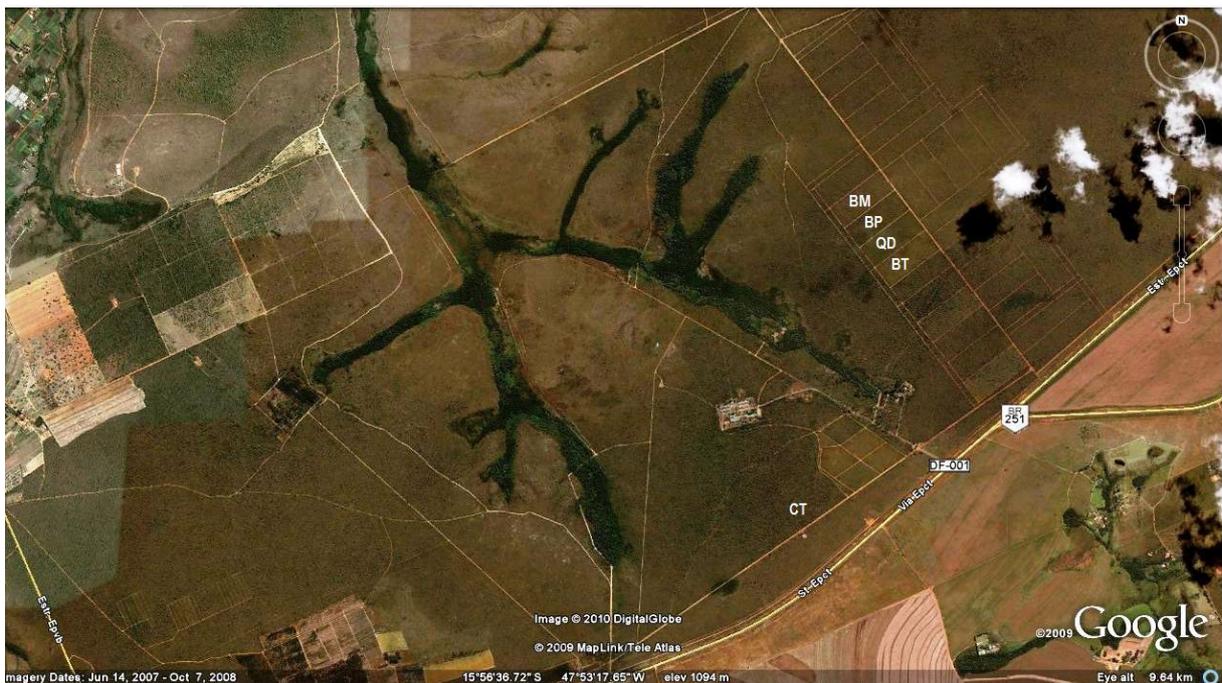


Figura 2. Localização das parcelas experimentais do Projeto Fogo em áreas de cerrado *sensu stricto* submetidas a queimadas prescritas bienais: precoce (BP), modal (BM) e tardia (BT), e quadrienal modal (QD).

Métodos de coleta

O desenho experimental faz parte do Projeto Fogo e foi o mesmo utilizado em um estudo anterior com lagartos (Pantoja, 2007). Os aracnídeos foram capturados através de armadilhas de interceptação e queda (*pitfall traps*), de abril de 2007 a outubro de 2008. Em cada parcela (controle; quadrienal modal; bienais precoce, modal e tardia) foram instalados dez conjuntos amostrais, constituídos de quatro baldes (35 litros) enterrados com a abertura na altura do chão. Os baldes foram dispostos em “Y”, unidos por cerca-guias (lona plástica preta) de 6m de extensão e 0,4m de altura (Figura 3). A distância entre as armadilhas foi de 15m, sendo instaladas em transectos iniciados a 50m de distância de uma das entradas da parcela em direção ao lado oposto. Cada parcela contou com dez armadilhas compostas por quatro baldes, totalizando quarenta armadilhas. Mensalmente, durante três dias seguidos, realizou-se a amostragem de aranhas cursoriais, totalizando 19 amostras para cada tratamento.

Entendemos que as amostras são consideradas pseudoréplicas dada a impossibilidade de replicação em experimentos de larga escala sendo, este fator, extremamente comum em trabalhos relacionados ao fogo (van Mantgem *et al.*, 2001).

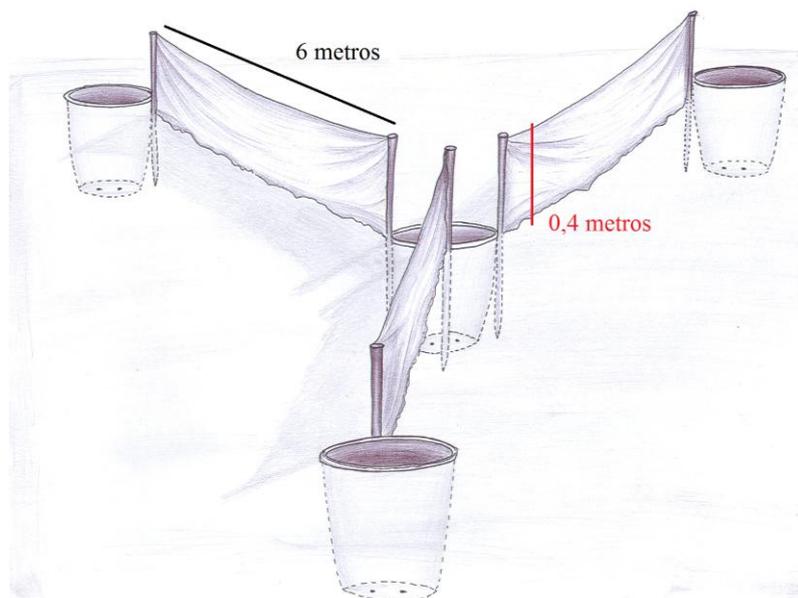


Figura 3. Disposição dos pontos amostrais compostos por baldes de 35 litros utilizados como armadilhas de interceptação e queda (*pitfall-traps*) e unidos por cerca-guia (lona plástica) em cada parcela experimental de cerrado *sensu stricto* do Projeto Fogo da Reserva Ecológica do IBGE.

Identificação dos espécimes

Os indivíduos coletados foram conservados em álcool 80% e depositados na Coleção de Aracnídeos do Departamento de Zoologia da Universidade de Brasília-UnB. A identificação dos espécimes foi realizada através de comparação com os espécimes desta coleção. Vale ressaltar que somente os indivíduos adultos foram morfotipados e utilizados nas análises estatísticas, sendo os jovens identificados somente até família. De modo a facilitar a compreensão do leitor, a partir desse momento, me refiro aos morfotipos sob o termo “espécie”.

Análises estatísticas

Eficiência de coleta

A eficiência do esforço amostral foi acessada por meio de rarefações (curvas de acúmulo de espécie) com base nos valores de *Mao Tau*, bem como pelo estimador não paramétrico *Jackknife 1*, gerados com 1.000 aleatorizações sem reposição pelo programa estatístico EstimateS (Colwell, 2005). Os valores de *Mao Tau* são gerados com base nas espécies observadas, não permitindo extrapolações. Já o estimador não paramétrico permite tal extrapolação, uma vez que conta com as espécies raras e pouco abundantes para a estimativa da riqueza total (Tipper, 1979; Colwell *et al.*, 2004).

Abundância e Riqueza

Os valores de abundância e riqueza foram submetidos à análise de variância (ANOVA) para determinar a significância das diferenças entre os tratamentos ao nível de $p < 0,05$. Após, foi aplicado o teste de comparação múltipla de Tukey para indicar em quais pares se encontram as diferenças. Os “outliers” foram identificados e tratados de acordo com as recomendações de Tabachnick & Fidel (2006). A distribuição dos valores de abundância foram submetidos a transformações logarítmicas ($\log(x+1)$) para obedecer às

premissas de normalidade e homocedasticidade necessárias à análise de variância (Tabachnick & Fidel, 2006; Crawley, 2007).

Equitabilidade

Equitabilidade é a medida de distribuição das abundâncias de cada espécie em uma amostra. Para comparação da equitabilidade das espécies entre os tratamentos, foi utilizado o índice de Pielou (J), calculado através da fórmula:

$$J = \frac{H}{H_{\max}} \quad (1)$$

onde H, valor de diversidade de Shannon, é calculado como:

$$H = -\sum_{i=1}^S p_i \log p_i \quad (2)$$

e H_{\max} , a diversidade máxima, dada pela função:

$$H_{\max} = \log S \quad (3)$$

com S, representando o número de espécies encontradas.

O valor de equitabilidade de Pielou é compreendido entre 0 e 1, sendo 1 a situação em que todas as espécies apresentam distribuições iguais. A distribuição dos valores de Pielou foram submetidas à transformações por meio de raiz quadrada de modo a cumprir aos pressupostos necessários à análise de variância. Utilizamos ANOVA para determinar a significância das diferenças ao nível de $p < 0,05$. Os valores de equitabilidade foram gerados pelo pacote BiodiversityR do programa estatístico R-2.10.0 (R Development Core Team, 2009), e os testes de hipóteses foram realizados pelo mesmo programa.

Diversidade e Composição de espécies.

As comparações de diversidade foram realizadas através do Perfil de Rényi (H_a), calculado pela fórmula:

$$H_a = \frac{1}{1-\alpha} \log \sum_{i=1}^S p_i^\alpha \quad (4)$$

onde p_i é a abundância relativa da espécie i , S é o número de espécies e o parâmetro alfa ($0 < \alpha$), uma medida paramétrica do grau de agregação das espécies em uma comunidade. Esse método leva em consideração tanto as espécies raras quanto as dominantes na formulação do valor de diversidade (Tóthmérész, 1995). Diferente dos índices tradicionais que são descrições pontuais da comunidade, Rényi permite um contínuo de possibilidades de acordo com a escala a , onde: $a = 0$, $H_0 = \log S$, sendo S o número de espécie; $a = 1$, $H_1 = H$, sendo H o valor de diversidade de Shannon; $a = 2$, $H_2 = \log 1/D$, onde D é o índice Simpson; $a = \infty$, $H_\infty = \log 1/d = \log 1/p_{max}$, onde d é o índice de Berger-Parker, e p_{max} a proporção de incidência da espécie mais abundante (Ricotta, 2003).

Esse método permite uma ordenação fácil das comunidades com base na diversidade, além de indicar claramente as interseções que significam que duas ou mais comunidades não são comparáveis. Vale ressaltar que Rényi não traz informações referentes à similaridade entre as comunidades (Ricotta *et al.*, 2002). Desse modo, foi aplicada uma análise multivariada de variância (MANOVA) para investigar se os tratamentos diferem quanto à composição de espécies à significância de 5% e análise discriminante de modo a identificar as principais causas de variação.

A Análise de Agrupamento Hierárquico foi utilizada para classificação das áreas quanto à similaridade na composição da comunidade de aracnídeos, tendo como referência a distância de Bray-Curtis para separação dos grupos. Os valores de Bray-Curtis estão entre 0 e 1 e indicam medidas de dissimilaridades entre duas áreas, onde valores próximos a 0 indicam alta similaridade na composição de espécies.

RESULTADOS

Esforço amostral

O alcance da assíntota na rarefação com base nos valores de *Mao Tau* é indício de que o esforço amostral total, considerando as 95 amostras, foi adequado à captura de grande parte das espécies da comunidade (Figura 4). Entretanto, ao analisarmos visualmente as rarefações referentes a cada tratamento percebemos que somente BT alcança aparentemente essa assíntota, o que significa que mais espécies seriam encontradas nas demais parcelas caso aumentássemos o esforço amostral (Figura 5).

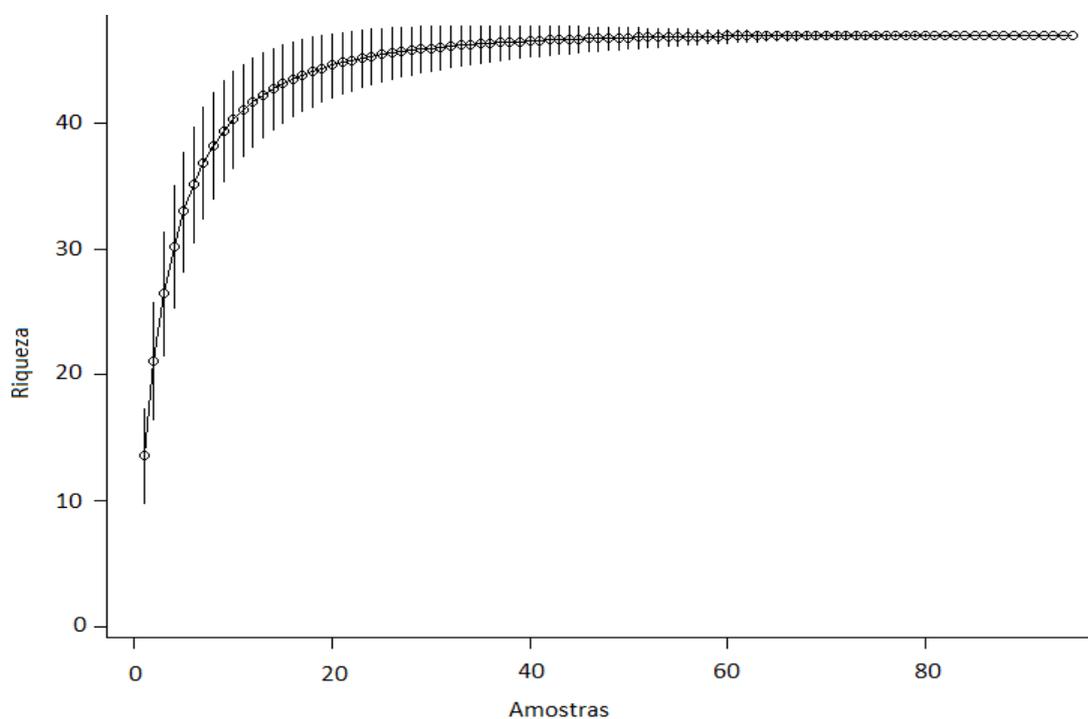


Figura 4. Curva de acúmulo de espécies, sob os valores de *Mao Tau*, geradas através de 1.000 aleatorizações e com intervalo de confiança de 95%, com base no esforço amostral total (95 amostras) realizado na Reserva Ecológica do Roncador - IBGE.

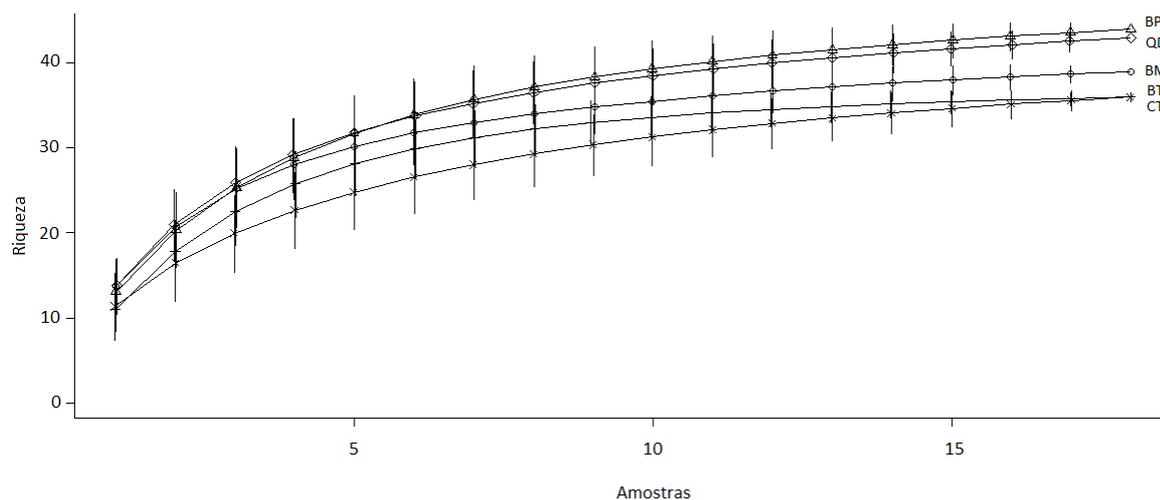


Figura 5. Curvas de acúmulo de espécies, com base nos valores de *Mao Tau* (S_{obs}) e gerados com 1.000 aleatorizações, para os cinco regimes de queima do cerrado *sensu stricto* da Reserva Ecológica do IBGE. Legendas: BM: bienio modal; BP: bienio precoce; BT: bienio tardia; CT: controle; QD: quadrienal.

Abundância

Foram capturados 4.315 indivíduos (2.413 machos, 637 fêmeas e 1.265 jovens), sendo os licosídeos, com 2.048 indivíduos, responsáveis por 47,5% da abundância total e as espécies *Guyruita cerrado* e *Phoneutria nigriventer* com as menores ocorrências, responsáveis por apenas 0,4% do total de machos coletados (ver a lista de espécies no Anexo 1). As espécies *Alopecosa* sp. 2, *Leprolochus birabeni* e *Trochosa* sp. foram as mais representativas durante todo o estudo (Figura 6).

A área controle, com 1.457 indivíduos, contribuiu com 34% das coletas, seguida por BP, com 879 indivíduos (19% das coletas). A menor abundância foi encontrada na área BT (573 indivíduos), responsável por apenas 13% do total de indivíduos coletados (Tabela 1). Os tratamentos diferiram significativamente quanto aos valores de abundância ($F_{4,90}$: 2,6; $p < 0,05$) sendo a parcela CT com maior abundância comparada à BT (Figura 7).

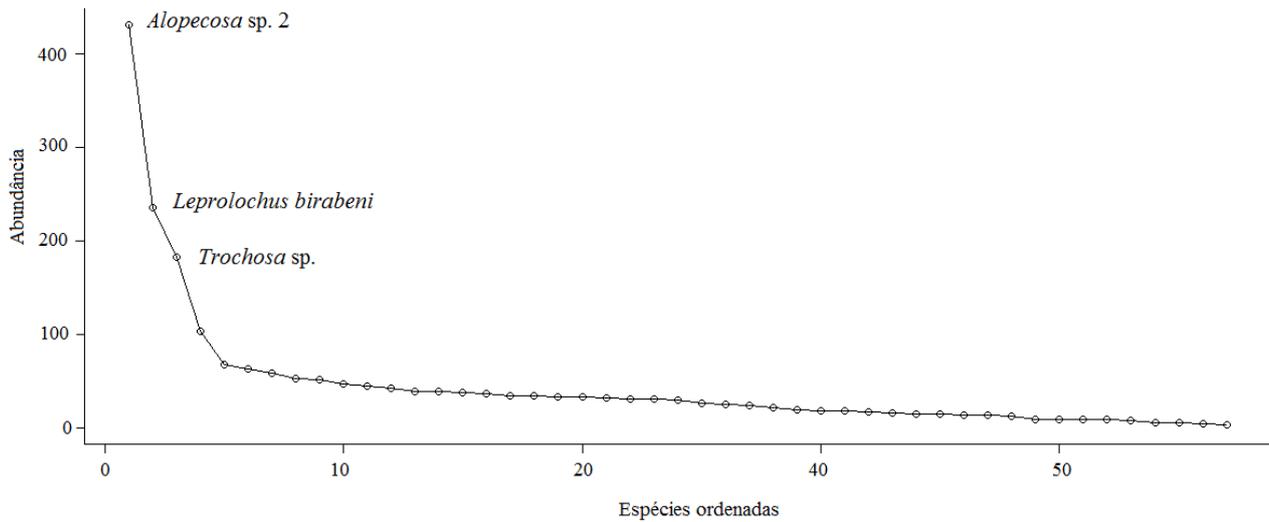


Figura 6. Curva rank-abundância indicando as três espécies mais abundantes durante o estudo, com base no esforço amostral total (95 amostras) realizado na Reserva Ecológica do Roncador - IBGE.

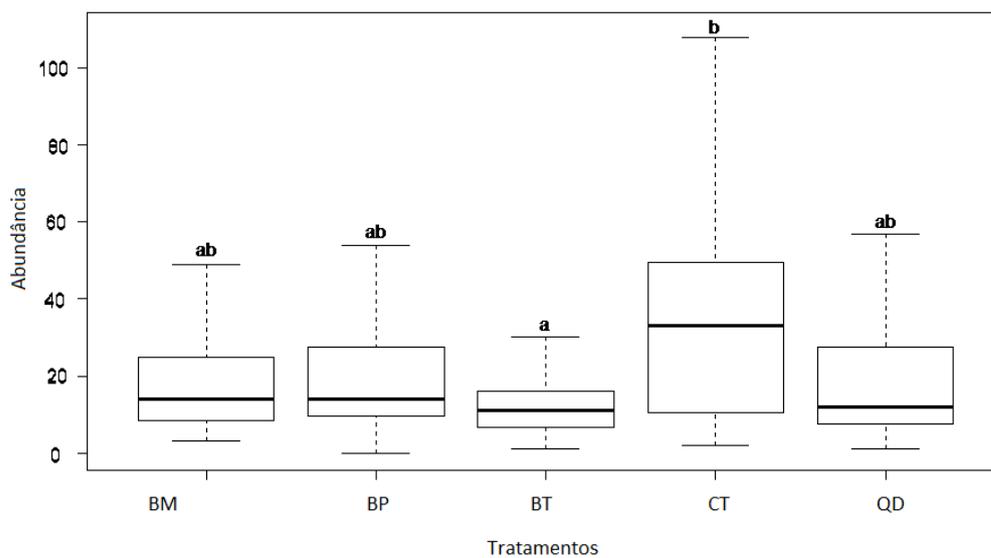


Figura 7. Boxplot dos valores de abundância entre os cinco regimes de queima do cerrado *sensu stricto* da Reserva Ecológica do IBGE. Legendas: BM: bienal modal; BP: bienal precoce; BT: bienal tardia; CT: controle; QD: quadrienal. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($p < 0,05$).

Riqueza

Foram coletadas 49 espécies, distribuídas em 26 famílias. A área mais rica foi bienal precoce (44 espécies) e as áreas CT e BT (36 espécies) com os menores números de espécies (Tabela 1). Contudo, essas diferenças não foram significativas com base no número de espécies observadas ($F_{4,90}$: 0,19; $p = 0,94$). Mesmo *Jackknife 1* tendo estimado mais espécies para cada tratamento comparado às espécies observadas (*Mao Tau*), a ordenação das áreas ocorreu de forma similar com base nos dois estimadores (Tabela 2).

Tabela 1. Valores de riqueza, abundância e contribuição de coleta para as cinco parcelas experimentais do Projeto Fogo referentes ao cerrado *sensu stricto* da RECOR-IBGE. CT: controle; BP: bienal precoce; BM: bienal modal; BT: bienal tardia; QD: quadrienal.

Tratamentos	Riqueza	Abundância	Contribuição de coleta (%)
CT	36	1.457	34
BP	44	839	19
BM	39	812	19
BT	36	573	13
QD	43	634	15
Total	49	4.315	100

Tabela 2. Média e desvio padrão dos valores de riqueza, fornecidos pelos estimadores *Mao Tau* e *Jackknife 1* para as áreas de cerrado *sensu stricto*, da RECOR-IBGE, com diferentes regimes de queima: CT: controle; BP: bienal precoce; BM: bienal modal; BT: bienal tardia; QD: quadrienal.

Tratamentos	Estimadores de Riqueza	
	Mao Tau Média ± DP	Jacknife 1 Média ± DP
CT	26,1 ± 8,78	35,7 ± 11,58
BP	32,1 ± 11	43,5 ± 13,47
BM	30,1 ± 9,61	38,6 ± 10,61
BT	27,7 ± 8,95	35,7 ± 9,92
QD	31,7 ± 11,14	43,1 ± 13,79

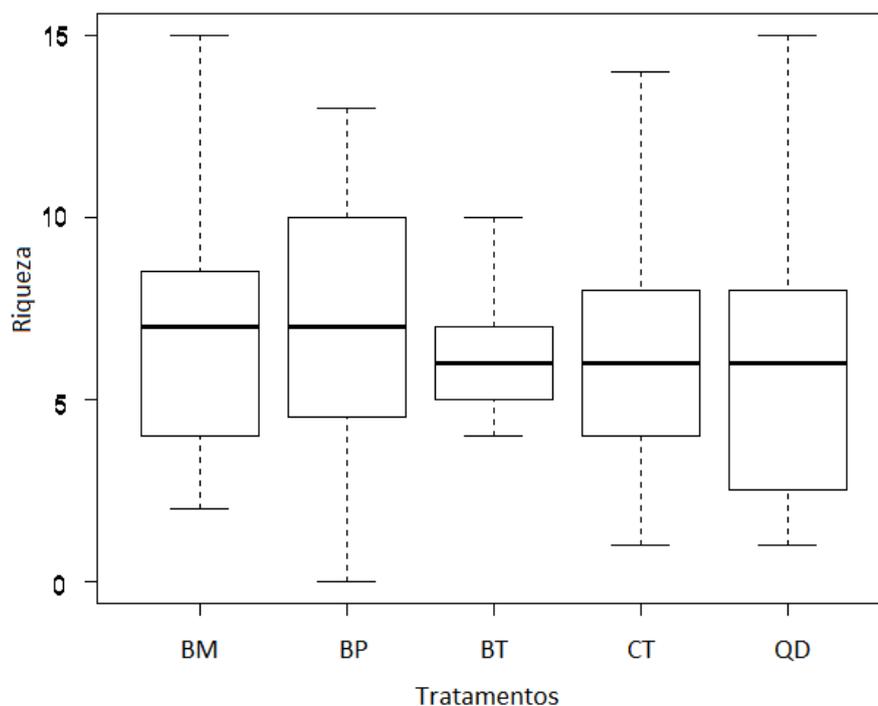


Figura 8. *Boxplot* das distribuições dos valores de riqueza para os cinco tratamentos do Projeto Fogo referentes à fisionomia cerrado *sensu stricto* da RECOR-IBGE. Legendas: CT: controle; BP: bienal precoce; BM: bienal modal; BT: bienal tardia; QD: quadrienal. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos ao nível de ($p < 0,05$).

Equitabilidade

Os tratamentos diferiram significativamente quanto aos valores de equitabilidade de Pielou (J) ($F_{4,90}: 5, 4; p < 0,001$), com os menores valores referentes à área CT ($0,66 \pm 0,22$) e os maiores referente às áreas bienais (BP, BM e BT) (Figura 9). As médias e os desvios-padrões estão indicados pela Tabela 3.

Tabela 3: Média e desvio padrão do estimador de equitabilidade de Pielou (J) gerados para cada tratamento da fisionomia cerrado *sensu stricto* do Projeto Fogo, RECOR-IBGE. Legendas: BP: bienal precoce; BM: bienal modal; BT: bienal tardia; CT: controle; QD: quadrienal.

Tratamentos	Índice de Equitabilidade de Pielou (J)
	Média \pm DP
CT	$0,66 \pm 0,27$
BP	$0,88 \pm 0,07$
BM	$0,87 \pm 0,11$
BT	$0,91 \pm 0,05$
QD	$0,81 \pm 0,15$

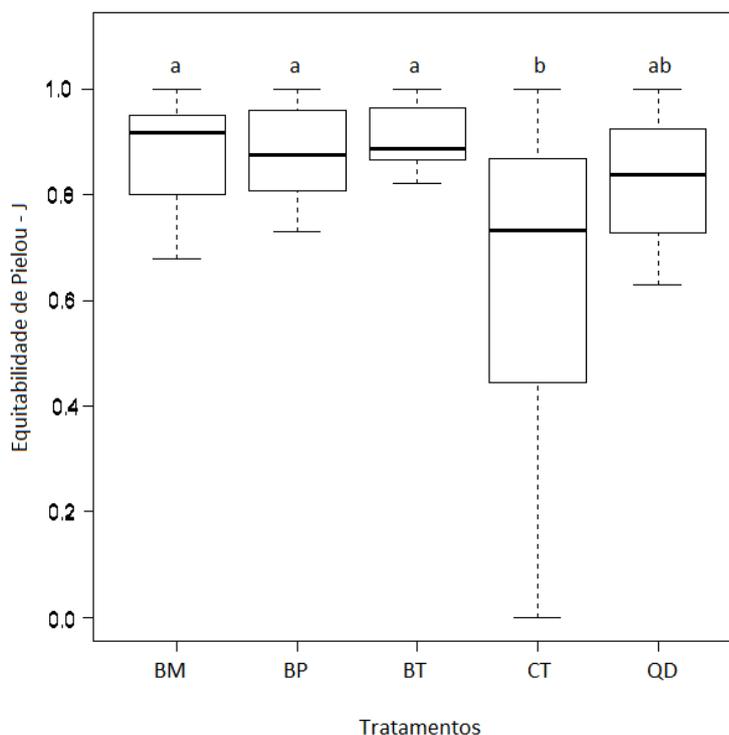


Figura 9. Distribuição dos valores de equitabilidade Pielou (J) para os cinco tratamentos do Projeto Fogo referentes à fisionomia cerrado *sensu stricto*. Legendas: CT: controle; BP: bienal precoce; BM: bienal modal; BT: bienal tardia; QD: quadrienal. Diferenças significativas ($p < 0,05$) são indicadas por letras diferentes.

Composição de espécies, diversidade e similaridade

Existem diferenças na composição de espécies de aranhas cursoriais entre os tratamentos experimentais do fogo (MANOVA - Traço de Pillai: 2,55; $p < 0,01$). Os dois primeiros eixos canônicos explicam 80% da variação total, sendo as espécies *Alopecosa* sp. 2, *Actinopus* sp. 1 e *Hogna gumia* importantes para a separação dos grupos no primeiro eixo canônico, e *Lycosa aurogutatta*, *Cybaeodamus* sp. 1 e *Xeropigo* sp. importantes para a separação dos grupos no segundo eixo (Tabela 4). Desse modo, a área controle é caracterizada por maior abundância das três espécies mais representativas ao primeiro eixo canônico, e a área BM, por sua vez, marcada pela maior ocorrência de *Cybaeodamus* sp. 1, *Lycosa aurogutatta* e *Xeropigo* sp. (Tabela 5). A Figura 10 indica a separação dos grupos em relação aos dois principais eixos canônicos.

Tabela 4. Coeficientes das duas primeiras variáveis canônicas geradas através de análise discriminante para a distribuição das espécies mais importantes para a separação dos grupos.

Espécies	Funções Discriminantes	
	Função Discriminante 1	Função Discriminante 2
<i>Actinopus</i> sp. 1 *	1,544	-0,042
<i>Lycosa aurogutatta</i> *	-0,132	0,965
<i>Alopecosa moesta</i>	-0,236	-0,305
<i>Alopecosa</i> sp. 1	0,192	0,660
<i>Alopecosa</i> sp. 2 *	1,105	0,118
<i>Alopecosa</i> sp. 3	-0,517	0,104
Lycosinae sp.	-0,770	-0,939
<i>Hogna gumia</i> *	1,624	0,455
<i>Pavocosa</i> sp.	0,016	0,251
<i>Xeropigo</i> sp. *	-0,837	1,678
<i>Corinna capito</i>	-0,045	-0,885
<i>Corinnidae</i> sp.	0,813	-0,047
<i>Abapeba rioclaro</i>	-0,620	0,282
<i>Pycnothele</i> sp. 1	0,026	0,104
<i>Pycnothele</i> sp. 2	-0,541	0,106
<i>Cybaeodamus</i> sp. 1 *	0,600	0,997
<i>Cybaeodamus</i> sp. 2	0,047	- 0,706
	Variação Explicada (%)	
	63	17

(*) indica as espécies mais importantes para a separação dos grupos.

Tabela 5. Valor médio das abundâncias das espécies mais importantes para a separação dos grupos.

Tratamentos	Espécies					
	<i>Actinopus</i> sp. 1	<i>L. aurogutatta</i>	<i>Alopecosa</i> . sp. 2	<i>Hogna gumia</i>	<i>Xeropigo</i> sp.	<i>Cybaeodamus</i> sp. 1
BM	0,05	0,58	0,00	0,05	0,42	0,79
BP	0,05	0,26	0,00	0,11	0,32	0,11
BT	0,00	0,58	0,00	0,26	0,05	0,00
CT	0,32	0,05	22,68	0,89	0,32	0,16
QD	0,00	0,58	0,00	0,00	0,11	0,05

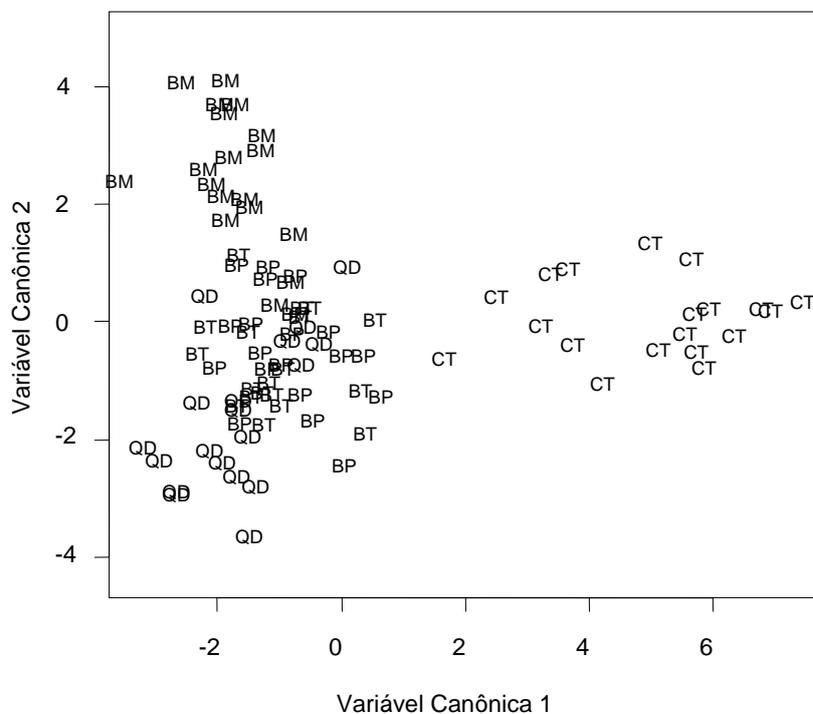


Figura 10. Variáveis canônicas obtidas na função discriminante gerada através da distribuição das espécies de aranhas cursoriais presentes nas cinco parcelas experimentais de cerrado *sensu stricto* da RECOR-IBGE. Legendas: CT: controle; BP: bienal precoce; BM: bienal modal; BT: bienal tardia; QD: quadrienal. Diferenças significativas ($p < 0,05$) são indicadas por letras diferentes.

Os valores de diversidade de Rényi diferiram significativamente somente após $\alpha = 2$ ($F_{4,82}: 2,94$; $p = 0,02$) o que impede o ordenamento da diversidade levando em consideração as espécies raras. Os tratamentos BT, BM e QD foram significativamente mais diversos comparados à área CT ($p < 0,05$) (Tabela 6), contudo, o grande número de cruzamentos observados para as áreas sujeitas ao fogo (Figura 11) é indicativo de que o ordenamento da diversidade deve ser feito com cautela. Foi observada uma tendência para maior diversidade em BP comparado à CT ($p = 0,06$), contudo tal diferença não foi significativa, conforme indicado pela Tabela 6.

Tabela 6. Valores médios de Diversidade de Rényi (H_α) para as cinco áreas de cerrado *sensu stricto* sujeitas a diferentes regimes de queima e os valores de significância, gerados através do teste de comparação múltipla de Tukey, para os tratamentos comparados dois a dois.

Tratamentos	Valores de Diversidade de Rényi			
	H_2	H_4	H_8	H_∞
CT	1,1	0,79	0,68	0,59
BP	2,7	2,22	1,98	1,75
BM	2,9	2,61	2,35	2,07
BT	3,1	2,76	2,46	2,15
QD	2,9	2,56	2,3	2,03

Tratamentos pareados	Teste de comparação múltipla de Tukey			
	H_2	H_4	H_8	H_∞
	p	p	P	p
CT - BP	0,06	0,08	0,08	0,08
CT - BM	0,02 *	0,05 *	0,05 *	0,05 *
CT - BT	0,02 *	0,01 **	0,01 **	0,02 *
CT - QD	0,02 *	0,05 *	0,05 *	0,05 *
BP - BM	0,96	0,98	0,99	0,99
BP - BT	0,92	0,95	0,97	0,99
BP - QD	0,96	0,99	0,98	0,69
BM - BT	0,96	0,99	0,97	0,97
BM - QD	0,99	0,99	0,99	0,99
BT - QD	0,92	0,98	0,98	0,92

(*) = $p < 0,05$; (**) = $p < 0,01$.

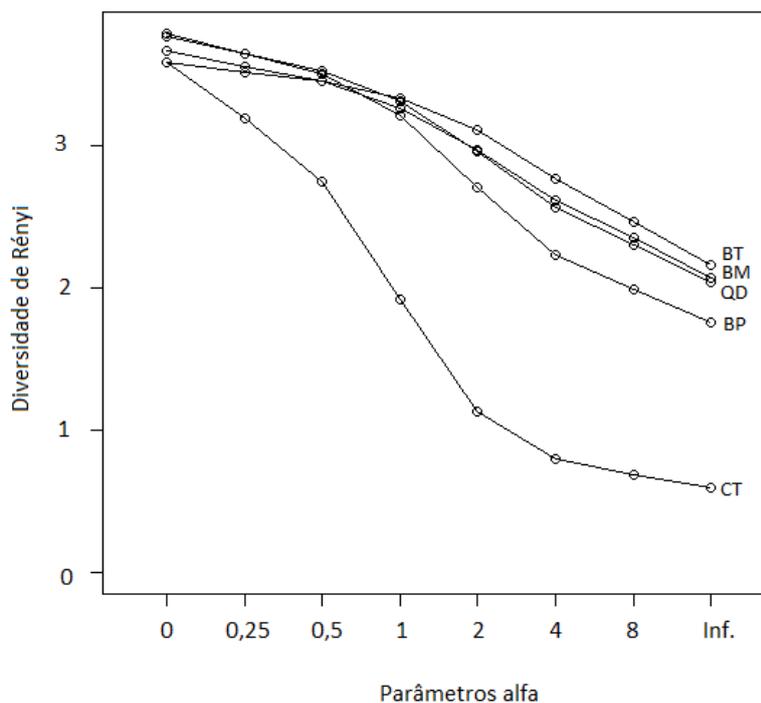


Figura 11. Perfis de Diversidade de Rényi para os cinco tratamentos experimentais do Projeto Fogo referentes à fisionomia cerrado *sensu stricto* da Reserva Ecológica do IBGE. Legendas: CT: controle; BP: bienal precoce; BM: bienal modal; BT: bienal tardia; QD: quadrienal.

Com base na composição da araneofauna, a análise de agrupamento hierárquico (Figura 12) indicou a separação das áreas em dois grupos distintos (Mantel $r = 0,97$; $p < 0,01$), o primeiro contendo a área preservada do fogo - CT, e o segundo englobando as áreas sujeitas à diferentes regimes de queima. Com relação ao segundo grupo, houve a separação da área BT e alta similaridade de BP com BM e QD, sendo as últimas, muito similares quanto à composição de espécies.

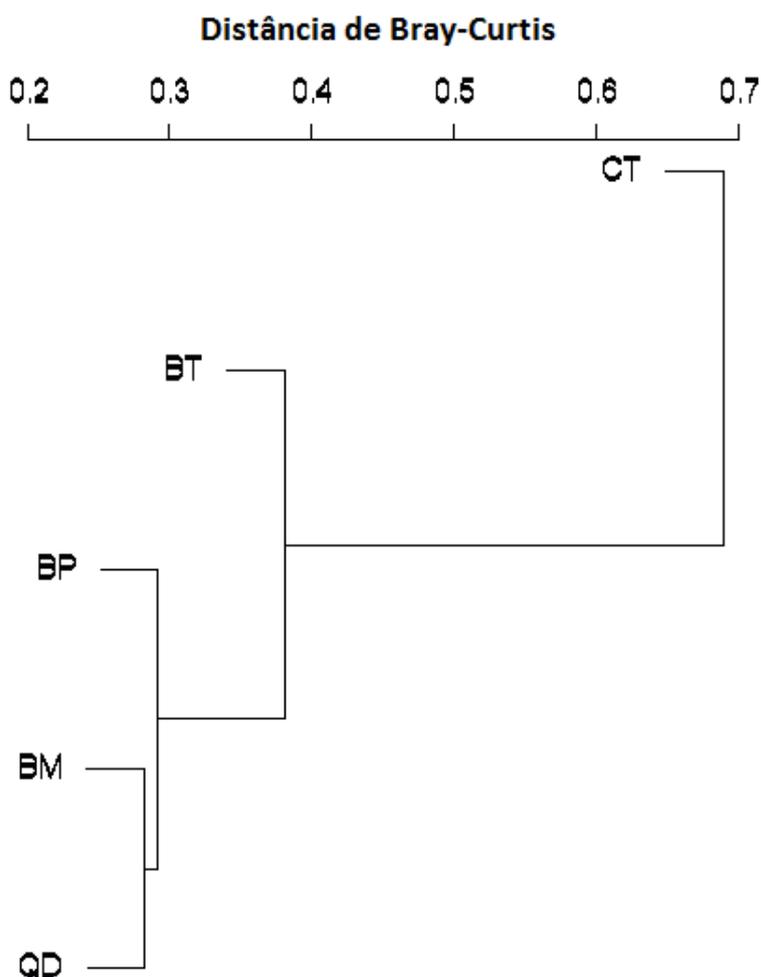


Figura 12. Análise de Agrupamento Hierárquico com base na composição da araneofauna, com referência aos valores de Bray-Curtis para a separação dos grupos, das áreas de cerrado *sensu stricto* da Reserva Ecológica do IBGE, Brasília-DF, sujeitas a diferentes regimes de queima. Legendas: CT: controle; BP: bienal precoce; BM: bienal modal; BT: bienal tardia; QD: quadrienal.

DISCUSSÃO

Esforço amostral

Mesmo *Jacknife 1* tendo estimado mais espécies comparado aos valores de *Mao Tau*, o esforço amostral se mostrou adequado de modo a contemplar grande parte das espécies estimadas e, assim, possibilitar a performance das análises de diversidade e testes de hipóteses. O número de jovens coletados foi proporcionalmente inferior em comparação a outros estudos envolvendo aracnídeos cursoriais (Haskins & Shaddy, 1986; Collins *et al.*, 1996; Harris *et al.*, 2003), o que está ligado às menores taxas de detecção de indivíduos pequenos, uma vez que o método de captura utilizado (*pitfall traps*) foi de grande dimensão, fornecendo abrigos a esses indivíduos.

Abundância

A abundância foi maior na área controle, diminuindo gradativamente em direção aos regimes tardios de queima. Os resultados estão de acordo com o estudo de Andersen e colaboradores (2005) para as respostas de aranhas cursoriais às queimadas nas savanas australianas em intervalo de um ano pós-queima, e com Ferrenberg *et al.* (2006), que encontraram o mesmo padrão para floresta de coníferas americanas. Por outro lado, York (1996) e Moretti *et al.* (2002) verificaram um incremento na abundância de aranhas em razão de uma maior frequência de queima. As variações nos padrões apresentados por esses autores podem estar relacionadas ao tipo de vegetação, guilda de aranhas ou grupos de espécies, além dos regimes diferenciados de queimas, uma vez que esses trabalhos foram desenvolvidos em diferentes ambientes. De todo modo esse padrão está, provavelmente, associado a modificações estruturais do ambiente e não pelos efeitos diretos do fogo (mortalidade), uma vez que, de acordo com Miranda e colaboradores (1993) as queimadas do cerrado são de curta duração e não promovem um aumento significativo na temperatura do solo a profundidades maiores que cinco centímetros.

Assim, indivíduos que estejam abrigados no momento da queima estão protegidos das temperaturas letais promovidas pelo fogo (Ghione *et al.*, 2007). Contudo, vale ressaltar que o início da estação chuvosa marca o período reprodutivo da maioria das espécies e queimadas nessa época podem, eventualmente, promover reduções populacionais uma vez que os indivíduos encontram-se mais ativos e, portanto, mais expostos aos efeitos adversos do fogo.

Riqueza

Embora as áreas mais ricas tenham sido BP (44 espécies) e QD (43 espécies) e as de menores riquezas CT e BT, ambas com 36 espécies, não foi observada diferença significativa com base no número de espécies observadas. Desse modo, dada a não discrepância dos valores, não há suporte à Hipótese do Distúrbio Intermediário de Connell, onde maior riqueza seria esperada no estágio intermediário de perturbação para frequência (QD) ou época/estação (BM). Esses resultados obedecem ao padrão proposto por Mackey e Currie (2000), de que a não relação pico de diversidade com estágio moderado de perturbação com base na riqueza de espécies se deve, com frequência, à leve alteração desse parâmetro frente às perturbações ambientais e a falta de um amplo gradiente de perturbação.

A diminuição da riqueza de espécies em relação aos regimes tardios está de acordo com o padrão encontrado por vários autores, entre eles destacam-se York (1996) em savanas australianas, Moretti (2000, 2002) nos Alpes suíços, Koponen (2003) em florestas de pinheiro finlandesas e Ferrenberg (2006) para florestas de coníferas americanas, além de Sally *et al.* (2008), com indicação de que áreas com queima ao fim da estação seca tem riqueza menor comparada àquelas cujas queimadas ocorrem no início da estação seca nas pradarias do Texas.

Composição de espécies, diversidade e equitabilidade

Observou-se uma clara distinção entre as áreas controle e tratamentos em relação à composição de espécies. Sendo a área CT caracterizada por alta dominância (Pielou), em especial da espécie *Alopecosa* sp. 2, que foi exclusivamente encontrada nessa parcela. Pouco se sabe sobre as especificidades de habitat das espécies de aranhas do cerrado, contudo, essa exclusividade é indicativa de que tal espécie exibe preferência por ambientes preservados do fogo e com maiores densidades de lenhosas. Por outro lado, as áreas sujeitas ao fogo (BP, BM, BT e QD) exibiram menor dominância (Pielou) e alto compartilhamento de espécies, o que é indicado por sobreposições dos coeficientes na análise discriminante, o que dificultou a separação das áreas com base na composição de espécies. Porém, observa-se uma maior abundância das espécies *Cybaeodamus* sp. 1 e *Lycosa aurogutatta* e *Xeropigo* sp. na área BM. Mackey & Currie (2000) citam que a equitabilidade pode ser fortemente influenciada pelas queimadas, o que foi confirmado por Dall'Aglio (1992) e pelo presente estudo.

Com base na composição das espécies abundantes, as áreas sujeitas ao fogo, especialmente BT, foram mais diversas do que CT. Desse modo, podemos inferir que o fogo, ao promover uma maior heterogeneidade de ambientes, permite a ocupação de novos micro-habitats e favorece uma maior coexistência entre as espécies (maior equitabilidade) o que, conseqüentemente, promove uma maior diversidade. Contudo, não é possível corroborar com a Hipótese do Distúrbio Intermediário de Connell com base nos resultados aqui apresentados, dada a não indicação da parcela com perturbação intermediária em frequência (QD) ou época de queima (BM), dentro do gradiente avaliado, uma vez que não foi possível uma clara ordenação da diversidade entre as áreas sujeitas a queimas prescritas. Além disso, a não contemplação de um gradiente de perturbação mais amplo, por exemplo: o longo espaço de tempo entre a área com queimadas a cada quatro anos (QD) e a área preservada há 36 anos (CT), impossibilita a predição da diversidade em áreas

com frequência de queima dentro desse intervalo de tempo. Esses resultados estão de acordo com Mackey e Currie (2001) que relacionam o não alcance de pico de diversidade no estágio moderado de perturbação, na maioria das vezes, à não contemplação de níveis de perturbação mais amplos, os quais proporcionariam um gradiente de distúrbio mais completo. Essa não contemplação gera uma fraca correlação entre diversidade e o estágio moderado de perturbação, quando existente.

Similaridade

Os grupos formados pela Análise de Agrupamento Hierárquico sugerem que, comparada à frequência, a época de queima promove maior influência sobre a composição da comunidade de aranhas do Cerrado, já que duas áreas com diferentes frequências, mas com iguais épocas de queima (BM e QD) são muito similares quanto à composição da araneofauna. A ausência de chuva promove a perda de umidade do material combustível disponível à queima ao longo da estação seca e influencia o comportamento do fogo em regimes com diferentes épocas de queima (Miranda *et al.*, 1996). Assim, espera-se que queimadas na mesma estação modifiquem de maneira similar a estrutura da vegetação e do folhiço e, por sua vez, promovam a coexistência de espécies de aranhas com semelhantes requerimentos ambientais. Essa interpretação contradiz o estudo de Andersen e Muller (2000), que indicam a frequência como fator mais influente para os grupos de invertebrados afetados pelo fogo.

A forte influência exercida pela estrutura da vegetação sobre a comunidade de aracnídeos cursoriais (Uetz *et al.*, 1999) e a maior semelhança estrutural da vegetação entre os tratamentos sujeitos ao fogo comparado à área CT da RECOR (Sato, 2003) são fatores que reforçam os padrões de similaridade da araneofauna apresentados nesse estudo.

CONCLUSÕES

1. A área com queima tardia apresentou reduzida abundância em comparação à área preservada do fogo, sendo que a época de queima se mostrou mais influente sobre a abundância em relação à frequência.
2. Queimadas favorecem o incremento da riqueza e equitabilidade, com maior número de espécies de aranhas cursoriais em áreas com queima no início e meio da estação seca. Para a equitabilidade, a tendência foi de distribuição mais homogênea em áreas com queima no meio ou fim da estação seca, embora esta diferença não tenha sido significativa.
3. Não há suporte à Hipótese do Distúrbio Intermediário com base na estação de queima, uma vez que a área com queima no meio da estação seca não apresentou maior diversidade comparada aos demais tratamentos (precoce e tardio).
4. As áreas sujeitas à queima, independente do regime, são mais similares entre si do que quando comparadas à área controle. A alta similaridade entre bienal modal e quadrienal é indicativa de que, comparada à frequência, a época de queima exerce maior influência sobre a composição de espécies de aranhas cursoriais do Cerrado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSEN, A. N. & W. J. MÜLLER. 2000. Arthropod responses to experimental fire regimes in an Australian tropical savannah: ordinal-level analysis. *Australian Journal of Ecology* 25:199-209.
- ANDERSEN, A. N., G. D. COOK, L. K. CORBETT, M. M. DOUGLAS, R. W. EAGER, J. RUSSELL-SMITH, S. A. SETTERFIELD, R. J. WILLIAMS. & J. C. Z. WOINARSKI. 2005. Fire frequency and biodiversity conservation in Australian tropical savannas: implications from the Kapalga fire experiment. *Austral Ecology* 30:155-167.
- BEATIE, A. J. & I. OLIVER. 1994. Taxonomic minimalism. *Trends in Ecology and Evolution* 9:488-490.
- BORGES, S. H. & A. D. BRESOVIT. 1996. Inventário preliminar da aracnofauna (Araneae) de duas localidades na Amazônia Ocidental. *Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi, Série Zoolgia* 12:9-12.
- BRESOVIT, A. D. 1999. Araneae. *In: Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: Síntese do conhecimento ao final do século XX*. Brandão, C. R. F. & E. M. Vasconcelos. São Paulo. Fapesp 45-56.
- BUDDLE, C. M., J. BEGUIN-BALDUC, A. MERCADO, T. E. SACKETT, R. D. SELBY, H. VARADY-SZABO. & R. M. ZERAN. 2005. The importance and use of taxon sampling curves for comparative biodiversity research with forest arthropod assemblages. *Canadian Entomologist* 137:120-127.
- CASTRO, E. A. & J. B. KAUFFMAN. 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.
- CAVALCANTI, R. B. & M. A. S. ALVES. 1997. Fire effects on savanna birds in central Brazil. *Ornitologia Neotropical* 8:85-87.

- CODDINGTON, J. A. & H. W. LEVI. 1991. Systematics and evolution of spiders (Araneae). *Annual Review of Ecology and Systematics* 22:565-592.
- COLE, M. M. 1986. *The savannas: biogeography and geobotany*. Academic Press Inc. Great Britain. p 438.
- COLLINS, J. A., D. J. JENNINGS. & H. Y. FORSYTHE-JR. 1996. Effects of cultural practices on the spider (Araneae) fauna of lowbush blueberry fields in Washington County, Maine. *Journal of Arachnology* 24:43-57.
- COLWELL, R. K., C. X. MAO. & J. CHANG. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*. 85:2717-2727.
- COLWELL, R. K. 2005. EstimateS, Version 7.5: Statistical estimation of species richness and shared species from samples (Software and User's Guide). Freeware published at <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- CONNELL, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.
- CORBETT, L. C., A. N. ANDERSEN. & W. J. MÜLLER. 2003. Terrestrial vertebrates. *In: Fire in Tropical Savannas: the Kapalga Experiment*. Andersen, A. N., G. D. Cook & R. J. Williams (eds.). Springer-Verlag, New York.
- COUTINHO, L. M. 1982. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. *In: Ecology of Tropical Savannas*. B. J. Huntley & B. H. Walker (eds.). Springer-Verlag, Berlin. 273-291.
- COUTINHO, L. M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado, p. 82-105. *In: Fire in the Tropical Biota*. J. G. Goldammer (ed.). Springer, Berlin.
- CRAWLEY, M. J. 2007. *The R book*. John & Wiley (eds.). Imperial College London at Silwood Park, UK.

- DALL'AGLIO, C. G. 1992. Estabilidade de comunidade de Cerrado em relação ao fogo: assimetria de impactos em guildas de aranhas. Departamento de Ecologia. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF. p 136.
- DIAS, C. M. 1998. Efeito do fogo sobre as populações de lagartas Lepidoptera associadas a duas espécies de plantas do gênero *Byrsonima* (Malpighiaceae) em um cerrado do Distrito Federal. Departamento de Ecologia. Dissertação Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.
- DIAS, V. L. B. 1994. Impactos de fogo sobre cupins construtores de ninhos epígeos no Cerrado, Departamento de Ecologia. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- DINIZ, R. I. 1997. Variação na abundância de insetos no Cerrado: efeito das mudanças climáticas e do fogo. Departamento de Ecologia. Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- DOUGLAS, M. M., S. A. TOWNSEND. & S. LAKE. 2003. Streams. *In: Fire in Tropical Savannas: the Kapalga Experiment*. Andersen, A. N., G. D. Cook & R. J. Williams (eds.). Springer-Verlag, New York.
- EITEN, G. 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review* 38:201-341.
- FERRENBURG, S. M., D. W. SCHWILK, E. E. KNAPP, E. GROTH. & J. E. KEELEY. 2006. Fire decreases arthropod abundance but increases diversity: early and late season prescribed fire effects in a Sierra Nevada mixed-conifer forest. *Fire Ecology* 2:79-102.
- FROST, P. G. H. 1985. The responses of savanna organisms to fire, p. 232-237. *In: Ecology and management of the world's savannas*. Tohill, J. C. & J. J. Mott (eds.). Australian Academy of Science.
- GHIONE, S., A. AISENBERG, F. G. COSTA, L. M. OCA, F. PÉRES-MILES, R. POSTIGLIONI, V. QUIRICI. & G. USETA. 2007. Efecto de los incendios sobre la

- aracnofauna criptozoica (Araneae, Scorpiones e Opiliones) en una zona de serranias de Sierra de Las Ánimas, Maldonado, Uruguay. *Sociedad Zoológica del Uruguay* 16:26-31.
- GRIFFITHS, A. D. & K. A. CHRISTIAN. 1996. The effects of fire on the frillneck lizard (*Chlamydosaurus kingii*) in northern Australia. *Australian Journal of Ecology* 21:386-98.
- GUEDES, D. M. 1993. Resistência das árvores do Cerrado ao fogo: papel da casca como isolante térmico. Departamento de Ecologia. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- HARRIS, R., A. YORK. & A. J. BEATIE. 2003. Impacts of grazing and burning on spider assemblages in dry eucalypt forest of north-eastern New South Wales, Australia. *Austral Ecology* 28:526-538.
- HASKINS, M. F. & J. H. SHADDY. 1986. The ecological effects of burning, mowing, and plowing on ground-inhabiting spiders (Araneae) in an old-field ecosystem. *Journal of Arachnology* 14:1-13.
- HENRIQUES, R. P. B., M. X. A. BIZERRIL. & A. R. T. PALMA. 2000. Changes in small mammals population after fire in a patch of unburned cerrado in Central Brazil. *Mammalia* 64:173-185.
- IBGE-RECOR, R. E. D. 2008. Reserva Ecológica do IBGE. <http://www.recor.org.br>. Acesso em 02.08.2008.
- KAUFFMAN, J. B., D. L. CUMMINGS. & D. E. WARD. 1994. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian Cerrado. *Journal of Ecology* 82:519-531.
- KLINK, C. A. & R. MACHADO. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19:707-713.

- KLINK, C. A. & A. G. MOREIRA. 2002. Past and current human occupation, and land use, p. 69-88. *In: The Cerrados of Brazil*. Oliveira, P. S. & Marquis, R. J. (eds.). Columbia University Press, New York.
- KOPONEN, S. 2003. Effects of intensive fire on the ground-living spider (Aranae) fauna of a pine forest. *European Arachnology* 1:133-137.
- MACKEY, R. L. & D. J. CURRIE. 2000. A re-examination of the expected effects of disturbance on diversity. *Oikos* 88:483-493.
- MACKEY, R. L. & D. J. CURRIE. 2001. The diversity-disturbance relationship: is it generally strong and peaked? *Ecology* 82:3479-3492.
- MAGURRAN, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. New Jersey.
- McNETT, B. J. & A. L. RYPSTRA. 2000. Habitat selection in a large orb-weaving spider: vegetational complexity determines site selection and distribution. *Ecological Entomology* 25:423-432.
- MIRANDA, A. C., H. S. MIRANDA, I. F. O. DIAS. & B. F. S. DIAS. 1993. Soil and air temperature during prescribed cerrado fires in central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 9:313-320.
- MIRANDA, H. S., M. M. C. BUSTAMANTE. & A. C. MIRANDA. 2002. The fire factor, p. 51-68. *In: The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. Oliveira, P. S. & R. J. Marquis (eds.). Columbia University Press, New York.
- MISTRY, J. 1998. Fire in the cerrado (savannas) of Brazil: an ecological review. *Progress in Physical Geography* 22:425-448.
- MORETTI, M. 2000. Effects of winter fire on spiders. *European Arachnology*. 183-190.

- MORETTI, M., M. CONEDERA, P. DUELLI. & P. J. EDWARDS. 2002. The effects of wildfire on ground-active spiders in deciduous forests on the Swiss Southern slope of the Alps. *Journal of Applied Ecology* 2:321-336.
- MORETTI, M., M. K. OBRIST. & P. DUELLI. 2004. Arthropod biodiversity after forest fires: winners and losers in the winter fire regime of the southern Alps. *Ecography* 27:173-186.
- MOTTA, P. C. & R. BERTANI. No prelo. Registro de aranhas (Araneae: Araneidae, Theraphosidae) e escorpiões (Scorpiones) do cerrado. *In: Conservação da biodiversidade do cerrado: distribuição geográfica de organismos e subsídios para a tomada de decisões.* Diniz, I. R., J. Marinho-Filho., R. Bonfim & R. Cavalcante (Org.). Brasília: Editora Thesaurus.
- NAVES, M. A. 1996. Efeito do fogo nas populações de formigas (Hymenoptera - Formicidae) em Cerrado do Distrito Federal, *In: Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga.* Miranda, H. S., C. H. Saito. & B. F. S. Dias (eds.). Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. 170-177.
- NARDOTO, B. G., C. M. M. BUSTAMANTE, S. A. PINTO. & A. C. KLINK. 2006. Nutrient use efficiency at ecosystem and species level in savanna areas of Central Brazil and impacts of fire. *Journal of Tropical Ecology* 22:191-201.
- OLIVEIRA, P. E. & P. E. GIBBS. 2000. Reproductive biology of two species of *Kielmeyera* (Guttiferae) in the cerrados of Central Brazil. *Flora* 195:311-329.
- OLIVEIRA, R. S., J. A. N. BATISTA, C. E. B. PROENÇA. & L. BIANCHETTI. 1996. Influência na floração de espécies de Orchidaceae em Cerrado, *In: Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga.* Miranda, H. S., C. H. Saito. & Dias, B. F. S. (eds.). Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. 61-66.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. & A. J. RATTER. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome, p. 91-120. *In: The cerrados of Brazil: ecology and natural*

- history of a neotropical savanna. Oliveira, P. S. & R. J. Marquis (eds.). Columbia University Press, New York.
- PANTOJA, D. L. 2007. Efeitos do fogo sobre a taxocenose de lagartos em áreas de Cerrado *sensu stricto* no Brasil Central. Programa de Pós Graduação em Biologia Animal. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- PIANKA, E. R. 1992. Fire ecology. Disturbance, spatial heterogeneity, and biotic diversity: fire succession in arid Australia. *Research and Exploration* 8:352-371.
- PICKETT, S. T. A. & P. S. WHITE. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press.
- PIVELLO, V. R. & L. M. COUTINHO. 1992. Transfer of macro-nutrients to the atmosphere during experimental burnings in an open cerrado (Brazilian savanna). *Journal of Tropical Ecology* 8:487-497.
- PLATNICK, N. I. 2010. The world spider catalog, version 8.5. American Museum of Natural History. <http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.html>. Acesso em 28.01.2010.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. www.R-project.org, Áustria.
- RAMOS-NETO, M. B. & V. R. PIVELLO. 2000. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. *Environmental Management* 26:675-684.
- REATTO, A., J. R. CORREIA. & T. S. SPERA. 1998. Solos do bioma cerrado: aspectos pedológicos. pp 47-86. *In: Cerrado: ambiente e flora*. Sano, S. M. & S. D. Almeida (eds.). EMBRAPA.
- REICE, S. R., R. C. WISSMAR. & R. J. NAIMAN. 1990. Disturbance regimes, resilience, and recovery of animal communities and habitats in lotic ecosystems. *Environmental Management* 14:647-659.

- RICETTI, J. & A. B. BONALDO. 2008. Diversidade e estimativas de riqueza de aranhas em quatro fitofisionomias na Serra do Cachimbo, Pará, Brasil. *Iheringia, Série Zoológica* 98:88-99.
- RICOTTA, C., A. PACINI. & G. AVENA. 2002. Parametric scaling from species to growth-form diversity: an interesting analogy with multifractal functions. *BioSystems* 65:179-186.
- RICOTTA, C. 2003. On parametric evenness measures. *Journal of Theoretical Biology*. 222:189-197.
- SALGADO-LABOURIAU, M. L. & K. R. FERRAZ-VICENTINI. 1994. Fire in the Cerrado 32,000 years ago. *Current Research in the Pleistocene* 11:85-87.
- SALLY, D. J., K. C. HORN, A. M. SAVAGE, S. WINDHANGER, M. T. SIMONS. & J. A. RUDGERS. 2008. Timing of prescribed burns affects abundance and composition of arthropods in the Texas Hill Country. *The Southwestern Naturalist* 53:137-145.
- SANFORD, R. L., J. SALDARRIAGA, K. E. CLARK, C. UHL. & R. HERRERA. 1985. Amazon rainforest fires. *Science* 227:53-55.
- SATO, M. N. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do Cerrado submetidas a diferentes regimes de queima. Dissertação de Mestrado. Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília.
- SATO, M. N. 2003. Efeitos a longo prazo de queimadas prescritas na estrutura da comunidade de lenhosas da vegetação do cerrado *sensu stricto*. Tese de Doutorado. Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília.
- SMITH, L. J., A. T. HOLYCROSS, C. W. PAINTER. & M. E. DOUGLAS. 2001. Montane rattlesnakes and prescribed fire. *Southwestern Naturalist* 46:54-61.
- TABACHNICK, B. G. & L. S. FIDEL. 2006. *Using Multivariate Statistics*. Pearson Education.

- TIPPER, J. C. 1979. Rarefaction and rarefaction - the use and abuse of a method in paleoecology. *Paleobiology* 5:423-434.
- TÓTHMÉRÉSZ, B. 1995 Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science* 6:283-290.
- UETZ, G. W., J. HALAJ. & A. B. CADY. 1999. Guild structure of spiders in major crops. *The Journal of Arachnology* 27:270-280.
- van MANTGEM P, M.W. SCHWARTZ. & M. KEIFER. 2001. Monitoring fire effects for managed burns and wildfires: coming to terms with pseudoreplication. *Natural Areas Journal*. 21:266-273.
- VICENTINI, K. R. C. F. 1993. Análise palinológica de uma vereda em Cromínia-GO. *In: The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna.* Oliveira, P. S. & R. J. Marquis (eds.). Columbia University Press, New York.
- VIEIRA, E. M. 1999. Small mammal communities and fire in Brazilian Cerrado. *Journal of Zoology* 249:75-80.
- YSNEL, F. & A. CANARD. 2000. Spider biodiversity in connection with the vegetation structure and the foliage orientation of hedges. *The Journal of Arachnology* 28:107-114.
- WHELAN, R. J. 1995. *The ecology of fire.* Cambridge University Press, Cambridge.
- YORK, A. 1996. Long-term effects of fuel reduction burning on invertebrates in a dry sclerophyll forest. 163-181. *In Fire and Biodiversity.the effects and effectiveness of fire management.* (eds.). Biodiversity Series Canberra, Australia.

Anexo 1. Lista de espécies com base no número de machos capturados em cada tratamento do Projeto Fogo na Reserva Ecológica do Roncador-RECOR/IBGE, de abril de 2007 a outubro de 2008.

Espécies	Tratamentos					Total
	CT	BP	BM	BT	QD	
Actinopodidae						
<i>Actinopus</i> sp. 1	15	6	12	13	39	85
<i>Actinopus</i> sp. 2	4	0	12	5	1	22
Barychelidae						
<i>Neodiplothele</i> sp. 1	0	1	8	1	5	15
<i>Neodiplothele</i> sp. 2	2	4	9	10	9	34
Corinnidae						
<i>Abapeba rioclaro</i> (Bonaldo, 2000)	0	5	5	1	6	17
<i>Castianeira</i> sp.	7	4	0	0	1	12
<i>Corinna capito</i> (Lucas, 1856)	4	12	14	6	22	58
<i>Corinna</i> aff. <i>ducke</i>	7	7	8	1	2	25
Corinnidae sp.	16	3	0	3	2	24
<i>Falconina gracilis</i> (Keyserling, 1891)	0	2	2	4	1	9
<i>Xeropigo camilae</i> (De Souza & Bonaldo, 2007)	1	5	1	4	3	14
<i>Xeropigo</i> sp.	2	2	9	0	3	16
<i>Xeropigo tridentiger</i> (O. P.-Cambridge, 1869)	13	2	5	4	8	32

Continua

Espécies	Tratamentos					Total
	CT	BP	BM	BT	QD	
Ctenidae						
<i>Isoctenus</i> sp.	19	1	1	0	1	22
<i>Parabatinga brevipes</i> (Keyserling, 1891)	58	27	24	14	24	147
<i>Phoneutria nigriventer</i> (Keyserling, 1891)	0	1	1	1	1	4
Dipluridae						
<i>Dipluridae</i> sp. 1	2	4	8	11	6	31
<i>Dipluridae</i> sp. 3	5	1	3	0	0	9
<i>Ischnothele annulata</i> (Tullgren, 1905)	1	22	9	4	6	42
Lycosidae						
<i>Aglaoctenus lagotis</i> (Holmberg, 1876)	6	1	1	0	0	8
<i>Alopecosa moesta</i> (Holmberg, 1876)	1	5	9	2	16	33
<i>Alopecosa</i> sp. 1	0	4	6	4	4	18
<i>Alopecosa</i> sp. 2	431	0	0	0	0	431
<i>Alopecosa</i> sp. 3	5	7	10	8	3	33
<i>Arctosa</i> sp. 1	22	18	5	12	6	63
<i>Arctosa</i> sp. 2	70	6	11	5	11	103
<i>Hogna gumia</i> (Petrunkevitch, 1911)	12	18	16	7	14	67
<i>Hogna sternalis</i> (Bertkau, 1880)	7	11	11	6	17	52
<i>Lycosa auroguttata</i> (Keyserling, 1891)	1	6	11	11	13	81
<i>Lycosa erythrognatha</i> (Lucas, 1836)	21	8	4	22	9	64

continua

Espécies	Tratamentos					Total
	CT	BP	BM	BT	QD	
Lycosidae						
<i>Lycosa tarantuloides</i> (Perty, 1833)	0	1	0	7	1	9
<i>Lycosa thorelli</i> (Keyserling, 1877)	1	1	2	6	9	19
Lycosinae sp.	0	12	2	16	21	51
<i>Pavocosa</i> sp.	2	8	3	4	5	22
<i>Trochosa</i> sp.	58	47	28	13	37	183
Nemesiidae						
<i>Acanthogonatus</i> sp.	1	9	8	5	7	30
<i>Pycnothele</i> sp. 1	2	8	8	5	13	36
<i>Pycnothele</i> sp. 2	2	8	4	11	6	31
Theraphosidae						
<i>Achantoscurria</i> aff. <i>gomesiana</i>	8	5	7	5	9	34
<i>Guyruita cerrado</i> (Guadanucci <i>et al.</i> , 2007)	1	0	2	0	2	5
<i>Hapalopus</i> sp.	3	5	14	9	8	39
<i>Olygoxystre bolivianum</i> (Vol, 2001)	3	1	0	2	3	9
<i>Sickius longibulbi</i> (Soares & Camargo, 1948)	0	11	22	6	8	47
<i>Theraphosinae</i> sp.	0	4	1	5	3	13

continua

Espécies	Tratamentos					Total
	CT	BP	BM	BT	QD	
Theriididae						
<i>Steatoda sp.</i>	24	2	2	2	3	33
Titanoecidae						
<i>Goeldia sp.</i>	7	2	0	2	7	18
Zodariidae						
<i>Cybaeodamus sp. 1</i>	3	2	15	0	1	21
<i>Cybaeodamus sp. 2</i>	0	12	33	0	0	45
<i>Leprolochus birabeni</i> (Mello-Leitão, 1942)	54	62	45	29	46	236
Total	901	393	411	286	422	2413