



Instituto de Biologia

Departamento de Ecologia

Programa de Pós-Graduação Em Ecologia

**A OCORRÊNCIA DE FOGO MEDIA A REMOÇÃO DE SEMENTES POR PEQUENOS
ROEDORES EM HABITATS FLORESTAIS NEOTROPICAIS**

Thayse Cavicchioli Cazetta

Dissertação apresentada ao
programa de Pós-Graduação em
Ecologia como um dos requisitos para
a obtenção do título de Mestre em
Ecologia.

Orientador: Emerson Monteiro

Brasília, Maio de 2015

Dissertação de Mestrado

THAYSE CAVICCHIOLI CAZETTA

Título:

“A ocorrência do fogo media a remoção de sementes por pequenos mamíferos em habitats florestais neotropicais”

Banca Examinadora:



Prof. Dr. Emerson Monteiro Vieira
Presidente
ECL/UnB



Prof. Dr. Augusto Cesar Franco
Membro Titular
BOT/UnB



Prof. Dr. Marco Aurélio Pizo Ferreira
Membro Titular
UNESP

Prof. Dr. John Du Val Hay
Suplente
ECL/UnB

Brasília, 29 de maio de 2015.

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Emerson Monteiro Vieira, por ter me aceitado como aluna. Por ter me recebido tão bem em um “ninho” diferente do meu. Pela generosa, paciente e dedicada orientação. Pela preciosa oportunidade de aprender e trabalhar contigo, muito obrigada!

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro à pesquisa.

Ao Departamento de Ecologia e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia pela oportunidade de realização desse mestrado.

Aos funcionários da RECOR (IBGE) e FAL pelo atencioso apoio para a realização desse trabalho.

Ao Nicholas Ferreira de Camargo, pelas valiosas aulas em campo e auxílio com as análises estatísticas.

À minha família, pelo apoio inestimável em todas as etapas desse mestrado!

Ao meu pai, Ariovaldo, pela imprescindível ajuda na execução (e até planejamento) das atividades de campo. Por estar sempre pronto a me ajudar no que fosse. Pai, esse trabalho também é um pouco seu! À minha mãe, Rosely, pela ajuda no campo, pela paciência com meus convidados (ratos e carrapatos) e pelo auxílio em tudo. Amo vocês!

Ao Caio César, meu companheiro nessa jornada.

A todos que me ajudaram em campo, em especial, Adriana Mie Ono, Pedro Paulo e Nayara Yoshie Sano. Obrigada pela convivência e auxílio, guardo vocês em meu coração!!

Aos professores Marco Aurelio Pizo Ferreira e Augusto Cesar Franco, por terem aceitado o convite para avaliar esse trabalho e participar da banca.

SUMÁRIO

RESUMO	VII
ABSTRACT	VIII
INTRODUÇÃO GERAL	1
INTRODUÇÃO	3
MATERIAL E MÉTODOS	6
Áreas de Estudo	6
Espécies arbóreas utilizadas	9
Delineamento Experimental	11
Análise dos dados	16
RESULTADOS	17
DISCUSSÃO	24
CONCLUSÕES FINAIS	30
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	32
ANEXOS	43

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Localização das oito áreas de estudo em matas de galeria do Cerrado do Distrito Federal, Brasil e extensão da área queimada em 2011 (área em cinza claro no mapa maior). A área em cinza escuro no mapa menor indica a área correspondente ao bioma Cerrado no Brasil). As letras de “a” a “d” indicam as áreas de estudo em matas queimadas (a = Entrada, b = Ponte, c = Capetinga e d = Barragem) e as letras de “e” a “h” indicam as áreas nas matas não queimadas (e = Taquara, f = Monjolo, g = Pitoco e h = Corujão). EEJBB se refere a Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília, FAL a Fazenda Água Limpa e IBGE a Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Adaptado de Mendonça *et al.* (2015) 8

Figura 2 - Ordenação das comunidades por NMDS com índice de similaridade de Bray-Curtis. Stress: 0,036; R² do eixo 1 = 0,826 e do eixo 2 = 0,091. Os quadrados indicam as matas queimadas em 2011 e os círculos indicam as matas não queimadas. Os rótulos indicam, respectivamente: Marcfogo – número de árvores com marca de fogo; Dmédio – diâmetro médio das árvores vivas; %dossel - porcentagem de cobertura do dossel; %herb – porcentagem de cobertura de herbáceas 19

Figura 3 - Remoção média em porcentagem das seis espécies de sementes utilizadas neste estudo com os tratamentos: Sem fogo (matas de galeria que não queimaram em 2011), Fogo (matas que queimaram em 2011), Sem gaiola e Com gaiola (tratamentos com e sem exclusão). As barras indicam o erro padrão da porcentagem de sementes removidas..... 22

Figura 4 - Predação média em porcentagem de cada espécie de semente oferecida aos roedores no experimento de oferta de sementes em cativeiro. *Oligoryzomys nigripes* (N = 4 indivíduos), *Rhipidomys macrurus* (N = 3), *Hylaemys megacephalus* (N = 3), *Nectomys squamipes* (N = 6 indivíduos) e *Proechymys roberti* (N = 4). Valores entre parênteses indicam, para cada espécie vegetal, o número de sementes oferecidas para cada indivíduo de roedor. As barras indicam o erro padrão da porcentagem de sementes predadas 23

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Número de indivíduos das espécies de pequenos mamíferos capturadas em oito áreas em matas de galeria na FAL (UnB) e na RECOR (IBGE), Brasília, DF. Também estão indicados os sucessos de captura obtidos em cada mata estudada 18

Tabela 2 - Resultados das ANOVAs para as seis espécies arbóreas utilizadas neste estudo, comparando a remoção de sementes entre os tratamentos: Fogo (matas queimadas e não queimadas em 2011), Exclusão (sementes cobertas com gaiolas de exclusão x sementes com livre acesso) e a interação entre esses fatores (Fogo x Exclusão), em experimento conduzido em oito matas de galeria do Cerrado do Brasil Central..... 21

RESUMO

O fogo pode alterar as interações planta-animal, tais como a dispersão e a predação de sementes. No entanto, pouco se conhece sobre os efeitos a longo prazo (≥ 2 anos) de um evento de queima nesses processos ecológicos. Nós investigamos a relação entre fogo e remoção por pequenos roedores sobre as sementes de seis espécies arbóreas em matas de galeria da savana brasileira (Cerrado). Nós esperávamos uma redução na abundância dos roedores e uma conseqüente redução no número total de sementes removidas nas áreas queimadas. O papel relativo dos pequenos roedores como removedores de sementes, entretanto, deveria aumentar em tais áreas, devido a um possível efeito negativo mais forte do fogo sobre os animais maiores que se alimentam de sementes. Amostramos oito áreas florestadas (quatro queimadas 2,8 anos antes e quatro que não foram queimadas) para avaliação das comunidades de pequenos roedores (3789 armadilhas-noite). Nós também analisamos o papel dos pequenos roedores como removedores de sementes utilizando dois tratamentos de exclusão: exclusão parcial (acesso exclusivo de pequenos roedores) e controle aberto (acesso de todos os animais removedores de sementes) (34 estações experimentais por área). Como esperado, a abundância média de roedores nas matas queimadas foi reduzida para aproximadamente 1/6 em comparação às matas não queimadas e a remoção geral de sementes foi significativamente menor nas matas perturbadas pelo fogo para as seis espécies. Nós não encontramos efeitos do Tratamento de Exclusão (ou Fogo x Tratamento) para as sementes de *Copaifera langsdorffii*, *Hymenaea courbaril*, e *Mauritia flexuosa*, indicando que os pequenos roedores foram os principais removedores das sementes independentemente da ocorrência do fogo. Para *Cariniana estrellensis* e *Dipteryx alata*, as sementes das estações abertas foram significativamente mais removidas do que nas estações com exclusão, indicando que outros animais que não os pequenos roedores também foram importantes removedores das sementes. Somente para *Platypodium elegans* o papel relativo dos pequenos roedores como removedores das sementes foi maior nas áreas queimadas, como esperado. O fogo reduziu as taxas de remoção de sementes por pequenos roedores nas matas de galeria. Entretanto, este evento de distúrbio pode reduzir as taxas de dispersão de sementes através da redução da remoção de sementes por potenciais dispersores em comparação com os pequenos roedores, que agem principalmente como predadores de sementes.

Palavras-chave: Pequenos roedores, remoção de sementes, fogo, matas de galeria, Cerrado.

ABSTRACT

(Fire occurrence mediates small rodent seed removal in neotropical forested habitats)

Fire can alter animal-plant interactions such as seed dispersal and seed predation. However, little is known about the long-term effects (≥ 2 years) of a fire event on these ecological processes. We investigated the relation between fire and small-rodent removal upon seeds of six tree species in Gallery Forests from Brazilian savanna (Cerrado). We expected a reduction in rodent abundance and a consequent reduction in total number of seeds removed in burned areas. The relative role of small rodents as seed removers, however, should increase in such areas, due to a possibly stronger negative effect of fire on larger seed-eating animals. We sampled eight forested areas (four burned 2.8 years before and four that had not been burnt) for evaluation of small-rodent communities (3,789 trapping nights). We also assessed the role of small rodents as seed removers using two exclusion treatments: semipermeable enclosure (exclusive access of small rodents) and an open control (access of all seed-removing animals) (34 experimental stations per area). As expected, the average abundance of rodents in the burned forests was reduced to about 1/6 in comparison to the unburned ones and overall seed removal was significantly reduced in fire-disturbed forests for the six species. We found no effects of Treatment (or Fire x Treatment) for the seeds of *Copaifera langsdorffii*, *Hymenaea courbaril*, and *Mauritia flexuosa*, indicating that small rodents were the main seed removers regardless the fire occurrence. For *Cariniana estrellensis* and *Dipteryx alata*, seeds from open stations were significantly more removed than in enclosures, indicating that others animals than small-rodents also were relevant seed removers. Only for *Platypodium elegans*, the relative role of small-rodents as seed removers increased after fire, as predicted. Fire reduced rates of seed removal by small-rodents in Gallery Forests. Nevertheless, this disturbance event may reduce rates of seed dispersal by reducing seed removal by potential dispersers in comparison with small rodents, which act chiefly as seed predators.

Key-words: Small rodents, seed removal, fire, Gallery Forests, Cerrado.

INTRODUÇÃO GERAL

O fogo é um fator ambiental que pode influenciar profundamente a composição e as dinâmicas de comunidades de plantas e animais ao redor do mundo (Mutch 1970; Bendell 1974; Catling *et al.* 1982; Happold 1983; Simons 1991). Este fator pode afetar os ecossistemas em longas escalas temporais (décadas a séculos) e em largas escalas espaciais (paisagens a regiões) (Turner *et al.* 2003; Bradstock 2008). Dessa forma, existe uma preocupação crescente com respeito aos impactos do fogo na biodiversidade (Noss *et al.* 2006; Lindenmayer *et al.* 2008). Por exemplo, regimes inapropriados de fogo tem sido ligados a declínios nas populações de mamíferos, pássaros e répteis na Austrália (Cogger *et al.* 1994; Maxwell *et al.* 1996; Garnett & Crowley 2000).

No Cerrado, o fogo é um fenômeno natural que ocorre no início da estação chuvosa, sendo um fator ecológico importante há milhares de anos, já que a ocorrência de queimadas no bioma vem sendo relatada desde 32.000 anos antes do presente (Salgado-Laboriau & Ferraz-Viantini 1994). No entanto, incêndios naturais geralmente estão associados a raios seguidos de chuvas, o que minimiza a propagação destes pelo ambiente (França *et al.* 2007). Com a ocupação do bioma pelo homem, a utilização do fogo como instrumento no uso do solo modificou o regime de queima, que atualmente ocorre com mais frequência no auge da estação seca (Frost & Robertson 1987; Williams *et al.* 2002; Russell-Smith *et al.* 2003). Nesse período, incêndios acidentais e severos ocorrem com frequência e se espalham com facilidade pela presença abundante de combustível seco (Goodland 1971; Coutinho 1978; Redford & Fonseca 1986). Estudos conduzidos no Parque Nacional de Emas mostraram que a frequência de incêndios naturais no Cerrado pode variar de um a mais de nove anos, dependendo da fitofisionomia (França *et al.* 2007; Ramos-Neto & Pivello 2000), enquanto incêndios de origem antrópica geralmente tem afetado áreas com frequência de um a quatro anos (Sato *et al.* 2010).

Os efeitos desses distúrbios incluem o aumento da mortalidade de árvores (Williams *et al.* 2003a), danos à vegetação ripária (Douglas *et al.* 2003; Hoffmann *et al.* 2009) e declínio na abundância de espécies de mamíferos (Henriques *et al.* 2000; Pardon *et al.* 2003; Briani *et al.* 2004; Vieira & Briani 2013). Desse modo, se torna importante entender e prever possíveis efeitos dessas perturbações, especialmente em fitofisionomias geralmente não atingidas pelo fogo (e, portanto, potencialmente mais sensíveis), como as matas de galeria.

Um dos grupos de vertebrados comuns no Cerrado e que geralmente são afetados pelo fogo (Vieira 1999; Henriques *et al.* 2000; Briani *et al.* 2004; Vieira & Briani 2013) é o dos

pequenos mamíferos. Esse grupo, representado principalmente pelas espécies das ordens Rodentia e Didelphimorphia com peso médio dos adultos inferior a 5 kg (Marinho-Filho *et al.* 2002), tem grande destaque pela sua elevada riqueza no Brasil (pelo menos 289 espécies, Paglia *et al.* 2012). No domínio vegetacional do Cerrado, são encontradas aproximadamente 36 % das espécies desse grupo (n =104, Paglia *et al.* 2012).

Um incêndio de grandes proporções ocorreu em Brasília, Distrito Federal entre 07 e 11 de setembro de 2011 e atingiu grande parte da Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de Veado, queimando aproximadamente 50% da Fazenda Água Limpa, 60 % do Jardim Botânico de Brasília e mais de 90% da Reserva Ecológica do IBGE, num total de aproximadamente 6.240 ha de área queimada (Mendonça *et al.* 2015). Como consequência desse incêndio, a maioria das matas de galeria dessas áreas de preservação foi severamente queimada.

No presente estudo, investigamos as comunidades de pequenos mamíferos em áreas de mata de galeria da APA Gama e Cabeça de Veado que foram atingidas pelo incêndio de 2011 e as comparamos com matas que não foram atingidas. Também avaliamos a atuação desses animais na remoção de sementes de espécies arbóreas, possivelmente mediada pela ocorrência do fogo.

INTRODUÇÃO

A dispersão e predação de sementes estão entre os principais fatores que limitam o recrutamento de novos indivíduos nas comunidades vegetais (Schupp 1988; Wang & Smith 2002). Sementes transportadas geralmente estão vulneráveis à predação (Mittelbach & Gross 1984; Hulme 1993, 1998; Cummings & Alexander 2002) e altas taxas de predação por guildas como os roedores podem suprimir o recrutamento, o estabelecimento e até o crescimento populacional de algumas espécies (Kauffman & Maron 2006; Maron & Kauffman 2006; Bricker, Pearson & Maron 2010; Zwolak *et al.* 2010; Pearson, Callaway & Maron 2011) com potencial para alterar a composição da comunidade (Brown & Heske 1990; Curtin *et al.* 1999; Harms *et al.* 2000; Howe & Brown 2000; Salazar *et al.* 2012).

A predação de sementes pós-dispersas sobre as espécies arbóreas tropicais é bastante alta, geralmente se estendendo de 75% a 90% do total de sementes produzido pela planta (Schupp 1988). O conjunto de predadores de sementes pós-dispersas é composto tanto por invertebrados (como larvas de besouros), quanto vertebrados, especialmente pássaros e mamíferos (Hulme 1998; Edwards & Crawley 1999; Andersen & Levey 2004). Os invertebrados, como as formigas, tendem a remover as sementes pequenas (Samson *et al.* 1992), enquanto vertebrados, como os roedores, tendem a remover sementes maiores (Alexander *et al.* 2001; Bartimachi *et al.* 2008).

Em ambientes neotropicais, vários estudos já mostraram que os pequenos mamíferos, especialmente os roedores, desempenham o papel principal na predação de sementes pós-dispersas (Ostfeld *et al.* 1997; Diaz *et al.* 1999; Forget *et al.* 1999; Kelt *et al.* 2004; Vieira *et al.* 2003; Iob & Vieira 2008). No entanto, esses animais também podem mover as sementes de algumas espécies de plantas sem danificá-las, dessa forma agindo, em certos casos, como potenciais dispersores de sementes (Magnusson & Sanaiotti 1987; Brewer & Rejmánek 1999; Briani *et al.* 2001; Vieira *et al.* 2006). Em geral, reconhece-se que roedores de pequeno tamanho (<300 g) agem principalmente como predadores de sementes nos neotrópicos (Vieira *et al.* 2003), enquanto roedores maiores como as cutias, fornecem também serviços de dispersão às plantas (Hallwachs 1986).

Os processos de predação e dispersão de sementes podem ser afetados por perturbações de larga escala, como os incêndios. Eventos de fogo podem destruir rapidamente não somente a biomassa vegetal de uma região, incluindo os propágulos, como também a fauna capaz de interagir com esses (Mutch 1970; Bendell 1974; Crouner & Barret 1979;

Catling *et al.* 1982; Happold 1983; Simons 1991). Além desses efeitos diretos, há efeitos indiretos, a médio ou longo prazo, que eventos de fogo podem causar nas interações animal-planta. Esses efeitos, que podem ser mais sutis e muitas vezes negligenciados (Dafni *et al.* 2012), estão relacionados a alterações de médio e longo prazo na abundância e composição da fauna, na composição e quantidade de recursos disponíveis para os animais e também nas próprias mudanças estruturais da vegetação após as queimadas (Barlow & Peres 2003).

Incêndios de alta severidade e extensão nas florestas acarretam mudanças drásticas nas características do ambiente, tais como a redução na cobertura da vegetação e biomassa, formação de manchas abertas com aumento de área de borda e redução na disponibilidade de abrigo e alimento (Hoffmann & Moreira 2002; Barlow & Peres 2003; Legge *et al.* 2008; Vasconcelos *et al.* 2009; Banks *et al.* 2011b; Diniz *et al.* 2011). Além disso, incêndios florestais também acarretam na fragmentação do habitat, alterando o tamanho das manchas e o espaçamento entre elas, o que pode aumentar as taxas de extinção local de espécies animais através da redução da fecundidade, do tamanho populacional e da colonização de espécies de ambientes similares (Banks *et al.* 2011b; Lindenmayer *et al.* 2013). Um número crescente de estudos aponta a suscetibilidade de pequenos mamíferos de ambientes de floresta aos efeitos do fogo (Converse *et al.* 2006; Sarà *et al.* 2006; Legge *et al.* 2008; Banks *et al.* 2011b; Jira *et al.* 2013) e essa sensibilidade está aparentemente relacionada à severidade do incêndio (Legge *et al.* 2008; Fontaine & Kennedy 2012; Lindenmayer *et al.* 2013).

Uma das principais razões para se esperar que os atributos do fogo irão afetar a predação de sementes é que fatores como a severidade e extensão do fogo afetam a cobertura vegetativa pós-fogo e a abundância e distribuição das manchas não queimadas, o que, por sua vez, influencia a abundância e comportamento dos roedores, formigas e pássaros, os quais são os principais predadores de sementes pós-dispersas (Manson & Stiles 1998; Monamy & Fox 2000; Fox *et al.* 2003; Lassau & Hochuli 2004). Alguns estudos já evidenciaram alterações nas taxas de predação de sementes devido à ocorrência de eventos de fogo (e.g. Reed, Kaufman & Kaufman 2005; Tasker *et al.* 2011). Episódios de fogo ocorrem com frequência em áreas de Cerrado (Miranda *et al.* 2002), a maior e biologicamente mais rica savana do mundo, com extensão original de cerca de 2.000.000 de km² no Brasil central (Oliveira-Filho & Ratter 2002). Embora os incêndios florestais sejam historicamente comuns na região (Vicentini 1993), a ação humana tem amplificado os efeitos negativos do fogo sobre a flora, fauna e recursos hídricos (Hoffmann & Moreira 2002).

O bioma Cerrado, que abrange nove das 12 regiões hidrográficas brasileiras, já perdeu mais da metade da sua cobertura original (CRS/IBAMA, 2011). Na sua área de ocorrência

estão situadas nascentes que contribuem com cerca de 70% de toda a vazão apurada para as bacias do São Francisco, Paraná/Paraguai e Tocantins (Lima & Silva 2005). Dessa forma, a perda da cobertura vegetal nativa deste bioma pode ter impactos diretos e relevantes na qualidade e produção de água nestas bacias. Entre as formações florestais mais ameaçadas do bioma encontram-se as matas de galeria - florestas sempre verdes associadas a pequenos cursos d'água perenes que ocorrem na região de Cerrado formando corredores fechados sobre o curso d'água (Ribeiro & Walter 2008). Apesar de corresponder a apenas 5% da área total do Cerrado, as florestas de galeria abrigam cerca de 80% das espécies de mamíferos da região (Marinho-Filho *et al.* 2002). Esses são os únicos habitats do Cerrado que não queimam com frequência, geralmente atuando como corta fogos naturais (Felfili 1997). Nessas florestas, o fogo normalmente extingue-se em sua borda e sua propagação para o interior da mata é desfavorecida pelo microclima mais úmido formado pela floresta (Felfili 1995). No entanto, em situações de seca extrema, queimadas muito intensas são capazes de ultrapassar as bordas dessas matas, atingindo seu interior (Felfili 1997; Hoffmann *et al.* 2009). Nestes ambientes, a passagem do fogo é geralmente devastadora, pois essas matas não contem muitas espécies com características que confirmam maior resistência ao fogo como as presentes em fitofisionomias savânicas e campestres (Hoffmann *et al.* 2009; Walter & Ribeiro 2010), o que ocasiona mudanças estruturais e funcionais nas mesmas (Sevilha 1999). Em estudo sobre as alterações provocadas por incêndios florestais em mata de galeria no Cerrado do Brasil central, Oliveira (2010) verificou que o fogo provocou mudanças na composição florística e na estrutura de suas populações.

De um modo geral, áreas submetidas ao fogo possuem uma redução significativa na fauna de vertebrados de médio e grande porte, o que pode ser atribuído à mudança na estrutura da vegetação (Barlow & Peres 2003). Nas áreas onde a ocorrência de fogo não é comum, pode haver uma redução da riqueza de espécies (Ojeda 1989) ou abundância (Lunney *et al.* 1987; Simons 1991) de pequenos mamíferos. Esse pode ser o caso das matas de galeria do Cerrado.

Apesar dos efeitos do fogo em comunidades de pequenos mamíferos já terem sido bem estudados nos ambientes savânicos do Cerrado (Vieira 1999, Vieira & Briani 2013, Vieira & Marinho-Filho 1998; Henriques *et al.* 2000), não existem estudos que avaliem os efeitos do fogo sobre a composição dessas comunidades nas matas de galeria deste bioma nem dos potenciais efeitos indiretos na remoção de sementes realizada por esses animais nesses ambientes florestais. O objetivo deste estudo foi investigar comunidades de pequenos mamíferos em áreas de mata de galeria com distintos históricos recentes de queima e avaliar o

papel desses animais como removedores de sementes de espécies arbóreas, potencialmente mediado pela ocorrência do fogo. Especificamente, nos propusemos a testar as seguintes hipóteses com suas respectivas predições:

1. Mesmo depois de quase três anos após o incêndio, as matas de galeria teriam uma composição de espécies distinta e uma menor abundância de pequenos mamíferos com relação às matas que não queimaram.
2. Em termos absolutos, a remoção de sementes seria menor nas matas queimadas devido à redução na abundância dos pequenos roedores.
3. Em termos relativos, os roedores passariam a ser mais importantes na remoção das sementes nas matas queimadas, pois outras espécies de maior porte, que também seriam removedores em potencial de sementes, seriam mais prejudicadas pelo fogo.

MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo é parte do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração - PELD intitulado Cerrados do Planalto Central – Estrutura, dinâmica e processos ecológicos – Fase 2. O PELD da Universidade de Brasília (www.peld.unb.br) propõe estudos ecológicos de média e longa duração nas áreas de preservação que constituem a APA Gama e Cabeça de Veado: Reserva Ecológica do IBGE, Fazenda Experimental Água Limpa e Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília.

Áreas de estudo

Realizamos o estudo na Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (RECOR- IBGE) e na Fazenda Água Limpa (FAL), as quais fazem parte da Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de Veado localizada em Brasília, Distrito Federal.

A RECOR foi criada pela Resolução nº26, de 22 de dezembro de 1975, da Presidência do Instituto Brasileiro de Geográfica e Estatística, inicialmente contando com uma área de 1.300ha. Antes de ser desapropriada (em 1956) era uma fazenda do ramo da pecuária e agricultura de subsistência (IBGE 2004). Ela está situada a 30 km ao sul do centro de Brasília, entre as coordenadas geográficas de 15° 56' 41" S e 47° 53' 07"W. De acordo com Ramos

(2002), a Reserva contém os principais tipos fisionômicos que compõem a vegetação do Cerrado: cerrado *stricto sensu*, cerradão, campos limpos e sujos, matas ciliares, entre alagadas e secas e veredas. No tocante à hidrografia, a reserva abriga nascentes de cinco córregos: Pitoco, Escondido, Monjolo, Roncador e Taquara, sendo que os três primeiros deságuam no Roncador, que por sua vez deságua no Ribeirão Taquara. Todos são afluentes do Ribeirão do Gama, um dos principais tributários do Lago Paranoá (Ramos 2002).

A FAL, estação ecológica e experimental pertencente à Universidade de Brasília, possui 2.340 ha protegidos e inclui domínios da Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) Capetinga-Taquara (Sebrae-DF 2007). Possui área total de 4.390 ha e está situada a 30 km de Brasília, a uma altitude de 1.100 m, nas coordenadas 15°56'-15°59' S e 47°55'-47°58' W (Fiedler *et al.* 2004). De acordo com Felfili *et al.* (1995), a vegetação predominante na FAL é o Cerrado *sensu stricto*, com várias espécies raras e endêmicas. Além disso, a área apresenta dois cursos d'água de menor porte (Córrego da Onça e Capetinga) e dois Ribeirões (Taquara - divisa com a RECOR - e Ribeirão do Gama - divisa da FAL com o Setor Park Way) (Ramos 2002).

O clima da região é classificado como Tropical Chuvoso – Aw (classificação de Köppen), apresentando uma sazonalidade pluviométrica fortemente marcada, com uma estação seca e fria de maio a setembro, e outra chuvosa e quente que se estende de outubro a abril (Eiten 1972). Em 2014, a precipitação registrada na estação meteorológica da RECOR foi máxima em março (441,1 mm), mínima nos meses de junho e agosto (0 mm) e a precipitação anual foi de 1263,1 mm (dados retirados do site da RECOR - <http://www.recor.org.br/>).

Neste estudo, amostramos oito áreas em matas de galeria nessas duas áreas de preservação, sendo quatro em matas de galeria que queimaram no incêndio ocorrido em 2011 e quatro áreas em matas de galeria que não queimaram naquele ano (três matas queimadas na RECOR e uma na FAL e quatro matas não queimadas na FAL). A escolha das matas foi feita a partir de observação de imagens de satélite da época do incêndio e de informações de funcionários da FAL e da RECOR. A manutenção de uma aparente estrutura florestal, mesmo para as matas que haviam queimado, também foi um critério para seleção dos sítios amostrados. Nós mantivemos uma distância em linha reta entre esses sítios de no mínimo 500 m (Figura 1).

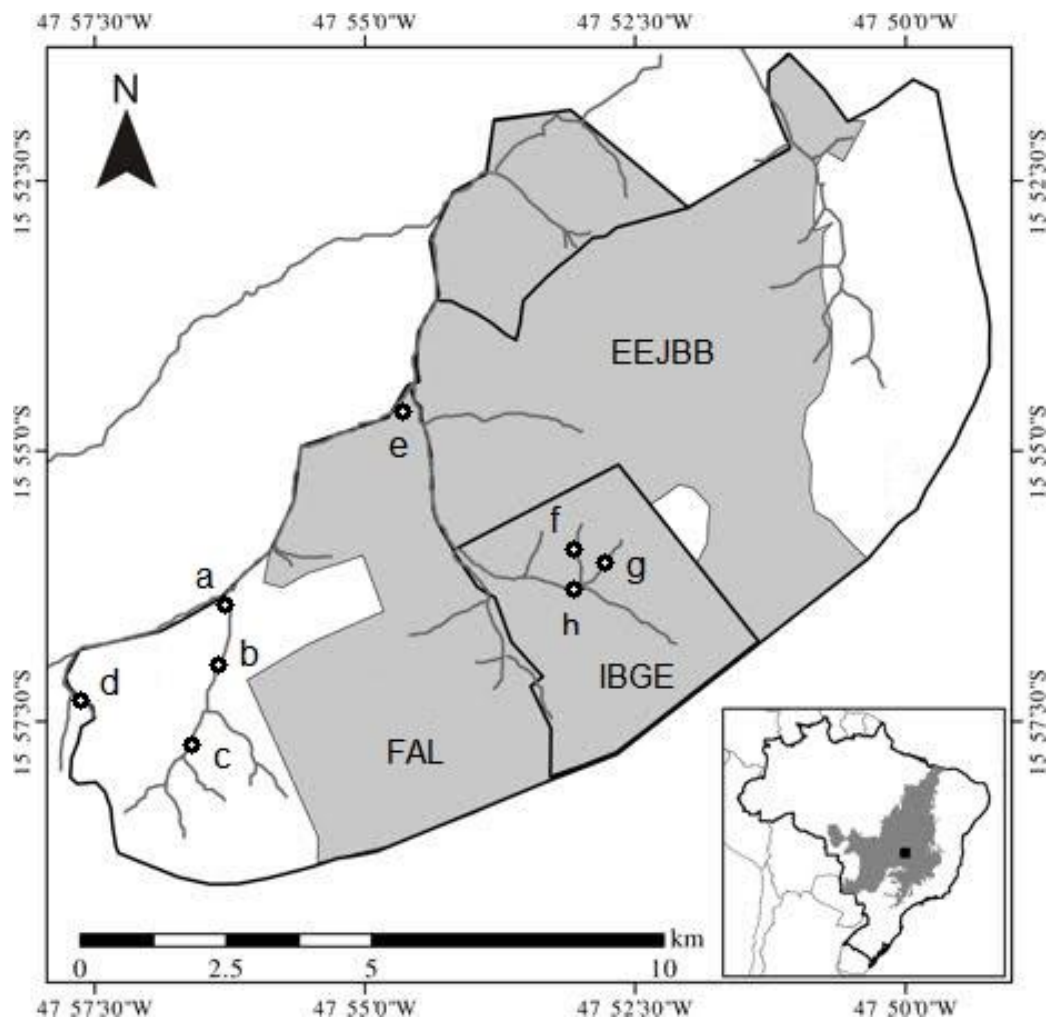


Figura 1 - Localização das oito áreas de estudo em matas de galeria do Cerrado do Distrito Federal, Brasil e extensão da área queimada em 2011 (área em cinza claro no mapa maior). A área em cinza escuro no mapa menor indica a área correspondente ao bioma Cerrado no Brasil). As letras de “a” a “d” indicam as áreas de estudo em matas queimadas (a = Entrada, b = Ponte, c = Capetinga e d = Barragem) e as letras de “e” a “h” indicam as áreas nas matas não queimadas (e = Taquara, f = Monjolo, g = Pitoco e h = Corujão). EEJBB se refere a Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília, FAL a Fazenda Água Limpa e IBGE a Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Adaptado de Mendonça *et al.* (2015).

Espécies arbóreas utilizadas

Utilizamos neste estudo sementes de seis espécies de árvores que podem ocorrer em matas de galeria do Cerrado do Brasil Central (Felfili *et al.* 2001). Escolhemos essas espécies de acordo com seu tamanho, possível ocorrência em matas de galeria do DF (segundo lista encontrada em Felfili *et al.* 2001) e disponibilidade de aquisição comercial. A seguir, apresentamos uma breve descrição de cada espécie, com ênfase nas características de suas sementes. Após o nome e a família de cada espécie, aparecem o comprimento médio do eixo maior e a massa média de uma semente, tomados neste estudo. Entre parêntesis estão indicados os respectivos desvios padrões ($n = 30$).

Cariniana estrellensis (Raddi) Kuntze (Lecythidaceae) - 1,25 cm ($\pm 0,15$) e 0,08 g

Essa espécie é popularmente conhecida como jequitibá-rosa ou jequitibá-branco e é característica da floresta latifoliada semidecídua. Seu fruto é um pixídio elíptico, cuja abertura espontânea de julho a setembro libera as sementes de dispersão eólica. Ocorre desde o sul da Bahia até o Rio Grande do Sul, na Mata Atlântica (floresta ombrófila densa), no Acre e nas matas de galeria do Brasil central (Goiás e Minas Gerais) (Lorenzi 2002). Oliveira-Filho & Galetti (1996) reportaram a predação de sementes de *Cariniana* por macacos da espécie *Alouatta caraya* em 1994 no sudeste do Brasil.

Copaifera langsdorffii Desf. (Fabaceae) - 1,3 cm ($\pm 0,16$) e 0,8 g

Conhecida popularmente como pau-d'óleo, copaíba, essa espécie possui sementes elipsoides, reniformes, pretas, com arilo alaranjado e geralmente uma por fruto. Os frutos são do tipo legume, ovoides e castanhos e a época de frutificação é de junho a outubro. Ocorre nas matas de galeria, matas estacionais, cerradões e cerrados da região centro-oeste do Brasil. A dispersão de suas sementes é feita geralmente por aves e outros animais (Silva Júnior 2009).

Platypodium elegans Vogel. (Fabaceae) - 2,3 cm ($\pm 0,18$) e 1,3 g

Conhecida popularmente por canzeiro, jacarandá-do-campo, faveiro, essa espécie apresenta frutos do tipo sâmara, com ala apical. Seus frutos permanecem por aproximadamente um ano nas copas e amadurecem de junho a setembro (Silva Júnior 2009). Suas sementes são reniformes (geralmente uma por fruto) e podem ser atacadas por coleópteros do gênero *Spermophago* (Almeida *et al.* 1998). Com ampla distribuição (desde o

Piauí até o norte do Paraná), esta espécie aparece nas matas de galeria, matas estacionais e cerradões do centro do Brasil. Sua dispersão é feita geralmente pelo vento (Silva Júnior 2009).

Dipteryx alata Vogel (Fabaceae) - 2,4 cm (\pm 0,23) e 1,2 g

Vulgarmente conhecida como baru, essa espécie tem fruto do tipo drupa carnosa, com endocarpo lenhoso e de cor bege. A frutificação dessa espécie ocorre de janeiro a março. Suas sementes são oleaginosas, elipsoides, aromáticas, amarronzadas e geralmente uma por fruto. Ocorre no cerrado sentido restrito, cerradão mesotrófico e mata seca. A dispersão de suas sementes pode ser autocórica ou zoocórica (gado e outros animais) (Silva Júnior 2012). Fonseca *et al.* (2013) realizaram um ensaio biológico com sementes de baru e concluíram que estas não são tóxicas para culturas de *Artemia salina*.

Hymenaea courbaril L. var. *stilbocarpa* (Hayne) Lee & Lang. (Fabaceae) - 2,53 cm (\pm 0,31) e 4,45 g

Conhecida popularmente como jatobá-da-mata, essa espécie produz fruto do tipo legume bacáceo, seco, lenhoso, indeiscente, oblongoide e castanho escuro quando maduro, sendo que sua frutificação acontece de julho a setembro. As sementes são elipsoides ou discoides de cor castanha, geralmente de duas a oito por fruto e envoltas por polpa farinácea. Na região centro-oeste do Brasil ocorre nas matas de galeria, matas estacionais e cerradões. Sua dispersão é feita geralmente por mamíferos e pela água (Silva Júnior 2009). As sementes de outra espécie de jatobá (*Hymenaea stigonocarpa*) apresentaram alta toxidez para culturas de *Artemia salina* em teste feito por Fonseca *et al.* (2013).

Mauritia flexuosa L. f. (Arecaceae) - 2,2 cm (\pm 0,11) e 7,4 g

Essa espécie, vulgarmente conhecida como buriti, possui fruto simples, do tipo drupoide, ovoide, avermelhado quando maduro, coberto por escamas sobrepostas, carnoso, indeiscente e com polpa amarela suculenta. A maturação dos frutos ocorre ao longo do ano. Suas sementes são arredondadas, de cor marrom e geralmente uma por fruto. O buriti ocorre naturalmente no Cerrado (em veredas, palmeirais, matas de galeria inundáveis e próximo a nascentes) e sua dispersão é zoocórica (Kuhlmann 2012). Os frutos do buriti foram relatados como componentes principais da dieta das antas (*Tapirus terrestris*) na Amazônia peruana (Bodmer 1990).

Delineamento experimental

Este estudo consistiu da caracterização das matas estudadas (no período de novembro a dezembro de 2014), da captura de pequenos mamíferos em campo (de agosto a outubro de 2014), do experimento de remoção de sementes (de julho a agosto de 2014 - estação seca) e do experimento de oferta de sementes para os roedores em cativeiro (no mesmo período de captura dos animais em campo).

Para a realização da caracterização das matas estudadas, das capturas de pequenos mamíferos e do experimento de remoção de sementes, estabelecemos transecções lineares, acompanhando o sentido dos córregos das mesmas, com 34 estações experimentais em cada mata. As estações tinham 15 metros de distância entre si e, no mínimo, 20 m de distância separavam as transecções quando havia mais de uma na área amostrada. As transecções estabelecidas tinham distância mínima de dez metros da borda para o interior das matas.

Caracterização das matas de galeria

A caracterização das matas de galeria teve como objetivo verificar a diferenciação dos tipos de matas estudadas quanto aos seguintes aspectos: diâmetro das árvores vivas, presença de sinal de fogo nos troncos, porcentagem de cobertura de dossel, densidade de sub-bosque e cobertura de herbáceas.

Em cada mata, em uma transecção de 100 m x 4 m, registramos o diâmetro à altura do peito (DAP = 1,3 m) das árvores vivas, se havia marcas de fogo nos troncos e tiramos fotos do dossel, sub-bosque e chão (Figuras A1 a A4 – Anexos). Estimamos a cobertura do dossel das matas a partir de fotografias hemisféricas tiradas com uma lente (FC-E8, Nikon, Japão) hemisférica 180° (olho de peixe) acoplada em câmera digital (Coolpix 950, Nikon, Japão) suportada por um tripé elevado a 1,3 m de altura do solo. Tiramos uma fotografia a cada 15 metros (sete fotos por mata) ao longo do centro do eixo maior de cada transecção.

Para estimar a densidade do sub-bosque e a cobertura de herbáceas do solo, fotografamos o sub-bosque e o chão nos quatro pontos cardeais (quatro fotos do sub-bosque e quatro fotos do chão em cada um dos sete pontos da transecção) (Figuras A2 e A3 – Anexos). Para essas fotos, utilizamos uma câmera digital Sony® modelo DSC-HX1 suportada por um tripé elevado a 1,3 m de altura do solo. Para as fotografias do sub-bosque, utilizamos um anteparo branco (lençol) posicionado à distância de aproximadamente dois metros da câmera.

Tiramos as fotos do chão sem o tripé, a uma distância de aproximadamente 1,2 m de altura. Analisamos as fotografias no programa ImageJ (1997), onde calculamos a porcentagem de cobertura do dossel e a porcentagem de verde do sub-bosque e do chão das matas.

Abundância e composição de espécies de pequenos mamíferos

Para avaliar a abundância e composição das comunidades locais de pequenos mamíferos, realizamos uma campanha de capturas em cada uma das oito áreas. Em cada uma de 30 estações de captura, instalamos uma armadilha do tipo *Sherman* (12 cm x 10 cm x 38 cm ou 9 cm x 8 cm x 24 cm), nas quatro estações restantes, instalamos uma armadilha do tipo *Tomahawk* (gaiola) (45 cm x 16 cm x 16 cm). Além dessas, dispusemos aleatoriamente 20 armadilhas do tipo *Tomahawk* nos pontos intermediários entre as estações de captura. Dessa forma, utilizamos 54 armadilhas por área e 432 armadilhas no total. Mantivemos a mesma proporção de armadilhas tipo *Sherman* grandes e pequenas em cada área amostrada. Instalamos as armadilhas no solo, a fim de capturar os indivíduos que utilizam esse estrato para procura de alimentos. Como isca para a captura dos indivíduos utilizamos uma mistura de banana, creme de amendoim, fubá, óleo de fígado de bacalhau e essência de baunilha.

Para todos os indivíduos capturados, registramos a massa corporal, determinamos seu sexo e espécie, marcamos com brincos numerados do modelo 1005-1 (National Band & Tags Co., Newport, KY, USA) e em seguida liberamos no mesmo local de captura ou levamos para o experimento de oferta de sementes em cativeiro. Determinamos o sexo dos animais a partir da observação direta da genitália.

Cada campanha teve duração máxima de nove noites consecutivas em cada área ou de sete noites, se capturássemos pelo menos 20 indivíduos de roedores até o sétimo dia. O esforço de captura em cada área foi de 486 armadilhas-noite (para as campanhas de nove noites, que ocorreram em sete das oito áreas amostradas). Considerando todo o estudo, o esforço nas matas de galeria foi de 3.780 armadilhas-noite.

Experimento de remoção de sementes

O experimento de remoção de sementes teve como objetivo verificar a taxa de remoção de sementes por pequenos roedores nas matas de galeria estudadas e compará-la com a remoção pela fauna em geral.

Em cada estação experimental, colocamos sementes das seis espécies de árvores em grupos aleatorizados por sorteio de quatro espécies por estação experimental. As espécies utilizadas foram: *Cariniana estrellensis*, *Copaifera langsdorffii*, *Platypodium elegans*, *Dipteryx alata*, *Hymenaea courbaril* var. *stilbocarpa* e *Mauritia flexuosa*. Submetemos as sementes a uma das duas condições experimentais (tratamentos) descritas a seguir.

1) Acesso de pequenos roedores 1 (< 300 g): cobrimos as sementes com gaiolas de exclusão parcial com uma abertura na parte inferior ao longo de cada borda lateral (como em Job & Vieira 2008) (Figura A5 – Anexos). Essas gaiolas de metal impediam o acesso de aves e de médios e grandes vertebrados, mas permitiam que pequenos roedores tivessem acesso às sementes. Utilizamos no estudo dois tipos de gaiolas de tamanho ligeiramente diferente, disponíveis no Laboratório de Ecologia de Vertebrados da Universidade de Brasília (tamanho 1: 24 cm x 24 cm de largura e 10 cm de altura, malha = 1,5 cm, abertura lateral de 12 cm de largura e 5 cm de altura; tamanho 2: 40 cm x 40 cm de largura e 13 cm de altura, malha = 2,5 cm, abertura lateral de 12 cm de largura e 8 cm de altura). Embora as gaiolas tamanho 2 pudessem permitir o acesso de roedores de tamanho um pouco maior que o tamanho 1, testes preliminares dos resultados obtidos no estudo indicaram que não houve diferença significativa nas taxas de remoção entre os tipos de gaiola (teste *t*, $p \geq 0,094$ para todas as espécies de semente nas comparações feitas para cada área). Desta forma, para as análises, agrupamos os resultados obtidos nesses dois tipos, considerando um único tratamento. O outro tratamento foi 2) acesso livre, onde as sementes eram colocadas no solo sem qualquer cobertura, possibilitando o acesso de qualquer animal, sendo portanto considerado como tratamento controle.

Em todos os tratamentos, colocamos as sementes em placas de petri de plástico (90 mm x 15 mm) sobre o solo, sendo que, nos tratamentos com gaiolas de exclusão, cobrimos a borda externa das placas com *Tanglefoot*® (barreira de insetos), para limitar o acesso de insetos não-voadores às sementes. Em todas as estações experimentais, limpamos o local de instalação do experimento, deixando o solo exposto para facilitar a visualização das sementes caídas fora das placas.

O número de sementes de cada espécie depositadas em cada estação experimental foi (do menor para o maior tamanho de semente): *C. estrellensis* – 10; *Co. langsdorffii* – 6; *P. elegans* – 6; *D. alata* – 6; *H. courbaril* – 5 e *M. flexuosa* – 3.

Instalamos em cada área 17 gaiolas de exclusão parcial, alternando o número de gaiolas grandes e pequenas entre oito e nove ou dez e sete de cada tipo de gaiola para as matas queimadas e não queimadas. Dessa forma, do total de 34 estações experimentais por área, 17 estações continham as sementes cobertas pelas gaiolas de exclusão dos dois tipos e as outras 17 continham as sementes sem cobertura. Aleatorizamos a distribuição das estações (com ou sem gaiola e tipo da mesma) em todas as matas. Essa seleção aleatória foi feita respeitando a condição de que houvesse número similar de estações de cada tratamento para cada uma das seis espécies de sementes (entre 8 e 15 estações por mata com cada espécie de semente).

Durante o experimento amostramos alternadamente e em sequência, áreas de mata de galeria queimadas em 2011 e matas não queimadas, a fim de reduzir uma possível influência do fator tempo entre os experimentos em cada tipo de mata. O experimento teve duração total de dez dias em cada área, sendo que, no quinto e no décimo dia, verificamos quantas sementes e de quais espécies haviam sido predadas ou removidas de cada estação. Consideramos as sementes que estavam parcial ou totalmente comidas como predadas e as sementes não encontradas nas proximidades das placas (até aproximadamente 0,5 m) como removidas. No quinto dia, colocamos novas sementes no lugar das removidas e predadas para completar o número de sementes oferecidas. O experimento consistiu, então, de dois fatores fixos: a presença do fogo (com dois níveis: áreas atingidas ou não atingidas pelo fogo em 2011) e o tipo de exclusão (exclusão parcial – estações cobertas por gaiola - ou sem exclusão).

Para as análises, consideramos como removidas todas as sementes consumidas (parcial ou totalmente) no local bem como as desaparecidas. Dessa forma, incluímos nas taxas de remoção também as sementes predadas. No entanto, algumas sementes que foram removidas podem não ter sido predadas pelos animais, mas isto não foi analisado neste estudo. O grupo dos pequenos roedores é considerado como essencialmente predador de sementes neotropicais (Ostfeld *et al.* 1997; Diaz *et al.* 1999; Forget *et al.* 1999; Kelt *et al.* 2004, Vieira *et al.* 2003), o que reforça a suposição de que as taxas de remoção que obtivemos no tratamento de exclusão parcial equivaleriam de fato a taxas de predação.

Experimento de oferta de sementes em cativeiro

Visando obter informações sobre como as espécies de pequenos roedores lidavam com as sementes estudadas realizamos experimentos de oferta de sementes em cativeiro, tipo “cafeteria”. Realizamos esses experimentos entre agosto e outubro de 2014 e utilizamos 17 indivíduos de roedores das seguintes espécies (massa média \pm desvio padrão e número de indivíduos): *Oligoryzomys nigripes* ($22,9 \pm 8,3$ g; N = 4), *Rhipidomys macrurus* ($42,7 \pm 15,5$ g; N = 3), *Hylaemys megacephalus* ($57,0 \pm 9,0$ g; N = 3), *Nectomys squamipes* ($312,5 \pm 47,7$ g; N = 6) e *Proechymys roberti* ($307,8 \pm 172,7$ g; N = 3). Optamos por realizar o experimento com essas espécies por terem sido comumente capturadas neste estudo.

Mantivemos os animais vivos em pequenos viveiros individuais (25 x 15 x 15 cm) ou em gaiolas do tipo *Tomahawk* (de mesmo tamanho das utilizadas para captura dos animais em campo) durante o período de experimentação. Após o término deste (três dias), soltamos os animais no mesmo local da captura. Durante o experimento, todos os viveiros continham água *ad libitum*, ração para cães e banana, além das sementes oferecidas. Desta forma, os roedores tiveram acesso a outras opções de alimentos além das sementes oferecidas, com exceção de dois indivíduos da espécie *Proechimys roberti*, para os quais oferecemos ração e banana somente no primeiro dia, ficando disponíveis para sua alimentação apenas as sementes durante o segundo e terceiro dias do experimento. As sementes foram ofertadas para os animais 24 horas após estes serem colocados nos viveiros e permaneceram por 48 horas, para que os animais tivessem tempo para se acostumar com os viveiros e sentissem fome suficiente para buscar por comida.

Oferecemos para os roedores, simultaneamente, todas as espécies de sementes usadas nos experimentos de campo, dispostas em placas de petri de plástico (90 mm x 15 mm) colocadas dentro dos viveiros, nas seguintes quantidades: *C. estrellensis* – 6; *Co. langsdorffii* – 3; *P. elegans* – 3; *D. alata* – 3; *H. courbaril* – 2 e *M. flexuosa* – 1.

Ao final do experimento, inspecionamos os viveiros e registramos a quantidade e o estado das sementes remanescentes (quanto a sinais de predação). Consideramos consumidas as sementes que foram total ou parcialmente comidas.

Análise dos dados

Abundância e composição de espécies de pequenos mamíferos

Para verificar se os dois grupos de matas (queimadas e não queimadas) diferiam com relação à abundância e riqueza de espécies de pequenos mamíferos capturados, utilizamos o teste não-paramétrico Mann-Whitney (U) com o auxílio do software Statistica 7.0 ® (StatSoft Inc., Tulsa, OK, USA).

Para comparar a composição de espécies de pequenos mamíferos entre os dois grupos de matas estudados, utilizamos uma Análise de Similaridade (ANOSIM, do original em inglês) com o índice de similaridade de Bray-Curtis. Em seguida, para evidenciar graficamente essas diferenças, utilizamos o método de ordenação por NMDS com o mesmo índice de Bray-Curtis. Inserimos as medidas obtidas na caracterização das matas como variáveis ambientais no NMDS. Transformamos estes dados ambientais (transformação de Z) anteriormente aos testes para padronizá-los.

Devido ao baixo número de animais capturados, especialmente em uma das matas não queimadas, adicionamos para as análises uma coluna de espécies com valor de abundância igual a um para todas as matas (*Dummy*). Para essas análises utilizamos o software PAST (Hammer *et al.* 2001).

Remoção de sementes

Realizamos uma ANOVA hierárquica de dois fatores para cada espécie de semente a fim de avaliar os efeitos do fator fogo e do tratamento (exclusão parcial x sem exclusão) na remoção das sementes em campo. O fator gaiola foi hierarquizado em área. Como os valores originais de sementes removidas em cada estação experimental estavam em proporção, utilizamos como variável resposta o arco-seno da raiz destes valores. Para essa análise utilizamos o programa - R (R Development Core Team 2012, versão 3.0.1).

RESULTADOS

Abundância e composição de espécies de pequenos mamíferos

Com um esforço total de 3.780 armadilhas-noite, obtivemos 153 capturas de 104 indivíduos distribuídos em oito espécies, sendo sete espécies de roedores e uma espécie de marsupial (Tabela 1). *Gracilinanus agilis* foi a espécie mais abundante neste estudo, correspondendo a 33,3% do número de capturas, seguida de *Oecomys* spp. (21,6%). As espécies *Necomys lasiurus*, *Oecomys* spp., *Oligoryzomys nigripes*, *Proechimys roberti* e *Rhipidomys macrurus* só foram capturadas nas matas não queimadas em 2011.

O sucesso geral de captura foi de 4,05%. O sucesso de captura médio para as matas não queimadas em 2011 foi de 7,75%, correspondendo a 130 capturas de 89 indivíduos de oito espécies, enquanto que para as matas de galeria queimadas em 2011, o sucesso de captura médio foi de 1,20%, correspondendo a 23 capturas de 15 indivíduos pertencentes a três espécies. A riqueza de espécies foi significativamente maior ($U = 0,0; p = 0,021$) nas matas não queimadas (média \pm dp: $4,25 \pm 0,96$ espécies) do que nas matas queimadas ($1,75 \pm 0,50$ espécies). Já a comparação entre as abundâncias não indicou diferenças significativas entre esses dois grupos ($U = 2,0; p = 0,083$), embora tenhamos capturado, em média, quase seis vezes mais indivíduos nas matas não queimadas (22,25) em relação às queimadas (3,75) (Tabela 1).

O método de ordenação por NMDS com as variáveis ambientais (stress: 0,036) indicou uma clara separação do grupo das matas queimadas das não queimadas ao longo do eixo 1 (Figura 2). Analisando a figura 2, observamos que as variáveis ambientais densidade de sub-bosque, cobertura de herbáceas e marcas de fogo tiveram os maiores valores com relação ao primeiro eixo nas matas queimadas. A análise de similaridade (ANOSIM) com índice de Bray-Curtis indicou que a composição de espécies de pequenos mamíferos tendeu a diferir entre os dois grupos de matas estudados ($R = 0,52; p = 0,057$).

Tabela 1 - Número de indivíduos das espécies de pequenos mamíferos capturadas em oito áreas em matas de galeria na FAL (UnB) e na RECOR (IBGE), Brasília, DF. Também estão indicados os sucessos de captura obtidos em cada mata estudada.

Espécie	Matas não queimadas				Matas queimadas			
	Cape	Barr	Entr	Pont	Coru	Taqu	Pito	Monj
Didelphimorphia								
<i>Gracilinanus agilis</i>	18	7	0	0	0	1	0	1
Rodentia								
<i>Hylaeamys megacephalus</i>	5	2	2	4	2	4	0	0
<i>Necromys lasiurus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Nectomys squamipes</i>	0	0	0	4	3	0	3	1
<i>Oecomys</i> spp.	14	5	1	9	0	0	0	0
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Rhipidomys macrurus</i>	5	5	0	0	0	0	0	0
<i>Proechimys roberti</i>	5	0	0	0	0	0	0	0
Abundância	47	20	4	18	5	5	3	2
Riqueza	5	5	3	4	2	2	1	2
Sucesso de captura (%)	19.0	5.6	0.8	5.6	1.2	1.6	1.4	0.4

Legenda: Cape, Barr, Entr, Pont – respectivamente: Capetinga, Barragem, Entrada, Ponte; Coru, Taqu, Pito, Monj – Corujão, Taquara, Pitoco, Monjolo.

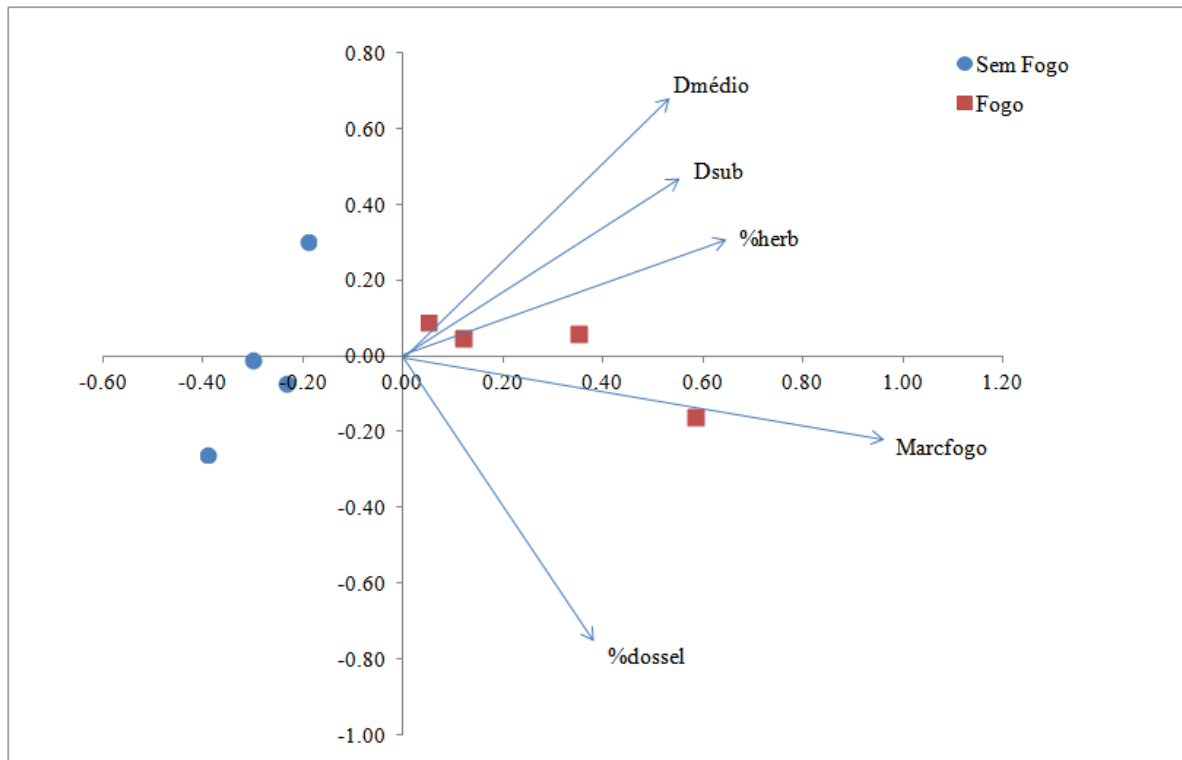


Figura 2 - Ordenação das comunidades de pequenos mamíferos por NMDS com índice de similaridade de Bray-Curtis. Stress: 0,036; R2 do eixo 1 = 0,826 e do eixo 2 = 0,091. Os quadrados indicam as matas queimadas em 2011 e os círculos indicam as matas não queimadas. Os rótulos indicam, respectivamente: Marcfogo – número de árvores com marca de fogo; Dmédio – diâmetro médio das árvores vivas; %dossel - porcentagem de cobertura do dossel; %herb – porcentagem de cobertura de herbáceas. As setas indicam a intensidade da relação entre cada variável de estrutura da vegetação e o eixo da NMDS (gerado de acordo com a composição de espécies de mamíferos).

Remoção de sementes

Os resultados obtidos para a remoção de sementes indicaram, para as seis espécies de sementes testadas, um efeito significativo do tratamento fogo (matas queimadas em 2011 x matas não queimadas) nas taxas de remoção (Tabela 2). Todas as espécies de sementes foram mais removidas nas matas de galeria que não queimaram recentemente (Figura 3). Quanto ao tratamento de exclusão (sementes cobertas com gaiolas de exclusão x sementes com livre acesso), as espécies *C. estrellensis*, *P. elegans* e *D. alata* foram removidas diferencialmente nos dois tratamentos considerados, sempre com maiores taxas de remoção nas estações de sementes com livre acesso (Figura 3). A interação entre os tratamentos fogo e exclusão foi significativa apenas para a espécie *P. elegans*, para a qual as taxas de remoção nessas estações

com livre acesso aparentemente foram mais altas do que aquelas com gaiolas de exclusão somente nas áreas não queimadas (Figura 3).

C. estrellensis e *D. alata* foram mais removidas nas matas não queimadas e nas estações sem gaiola de exclusão. Já a remoção das sementes de *Co. langsdorffii* foi afetada pelo efeito do fogo mas não da exclusão, ou seja, embora haja uma tendência de maior remoção das sementes sem gaiolas de exclusão, isto não é significativo. A remoção de *P. elegans* teve o efeito do fogo, do tratamento de exclusão e da interação entre esses fatores, ou seja, o efeito das gaiolas de exclusão foi potencializado pelo efeito do fogo. Para a remoção das sementes de *H. courbaril* e *M. flexuosa* apenas o efeito do fogo foi significativo, ou seja, quando excluímos parte da fauna exceto os roedores (tratamento com gaiolas de exclusão), as taxas de remoção não mudaram (Tabela 2 e Figura 3).

Tabela 2 - Resultados das ANOVAs para as seis espécies de sementes utilizadas neste estudo, comparando a remoção de sementes entre os tratamentos: Fogo (matas queimadas e não queimadas em 2011), Exclusão (sementes cobertas com gaiolas de exclusão x sementes com livre acesso) e a interação entre esses fatores (Fogo x Exclusão), em experimento conduzido em oito matas de galeria do Cerrado do Brasil Central.

Espécie	Tratamento	GL	Sq	F	P
<i>C. estrellensis</i>	Fogo(F)	1	14,24	42,26	0,000000005 ***
	Exclusão (E)	1	1,38	4,09	0,046 *
	F x E	1	0,29	0,86	0,36
	Erro	87	29,51		
<i>Co. langsdorffii</i>	Fogo(F)	1	4,98	18,49	0,00004 ***
	Exclusão (E)	1	0,12	0,43	0,51
	F x E	1	0,23	0,87	0,35
	Erro	86	23,03		
<i>P. elegans</i>	Fogo(F)	1	2,56	31,41	0,0000002 ***
	Exclusão (E)	1	0,61	7,44	0,008 **
	F x E	1	1,26	15,47	0,0002 ***
	Erro	85	6,7		
<i>D. alata</i>	Fogo(F)	1	9,26	25,60	0,0000002 ***
	Exclusão (E)	1	3,30	9,13	0,003 **
	F x E	1	0,30	0,82	0,37
	Erro	84	30,9		
<i>H. courbaril</i>	Fogo(F)	1	6,68	17,08	0,00008 ***
	Exclusão (E)	1	0,23	0,58	0,45
	F x E	1	0	0,001	0,98
	Erro	86	34,1		
<i>M. flexuosa</i>	Fogo(F)	1	3,07	22,64	0,000008 ***
	Exclusão (E)	2	0,2	0,74	0,48
	F x E	1	0	0	0,98
	Erro	84	11,3		

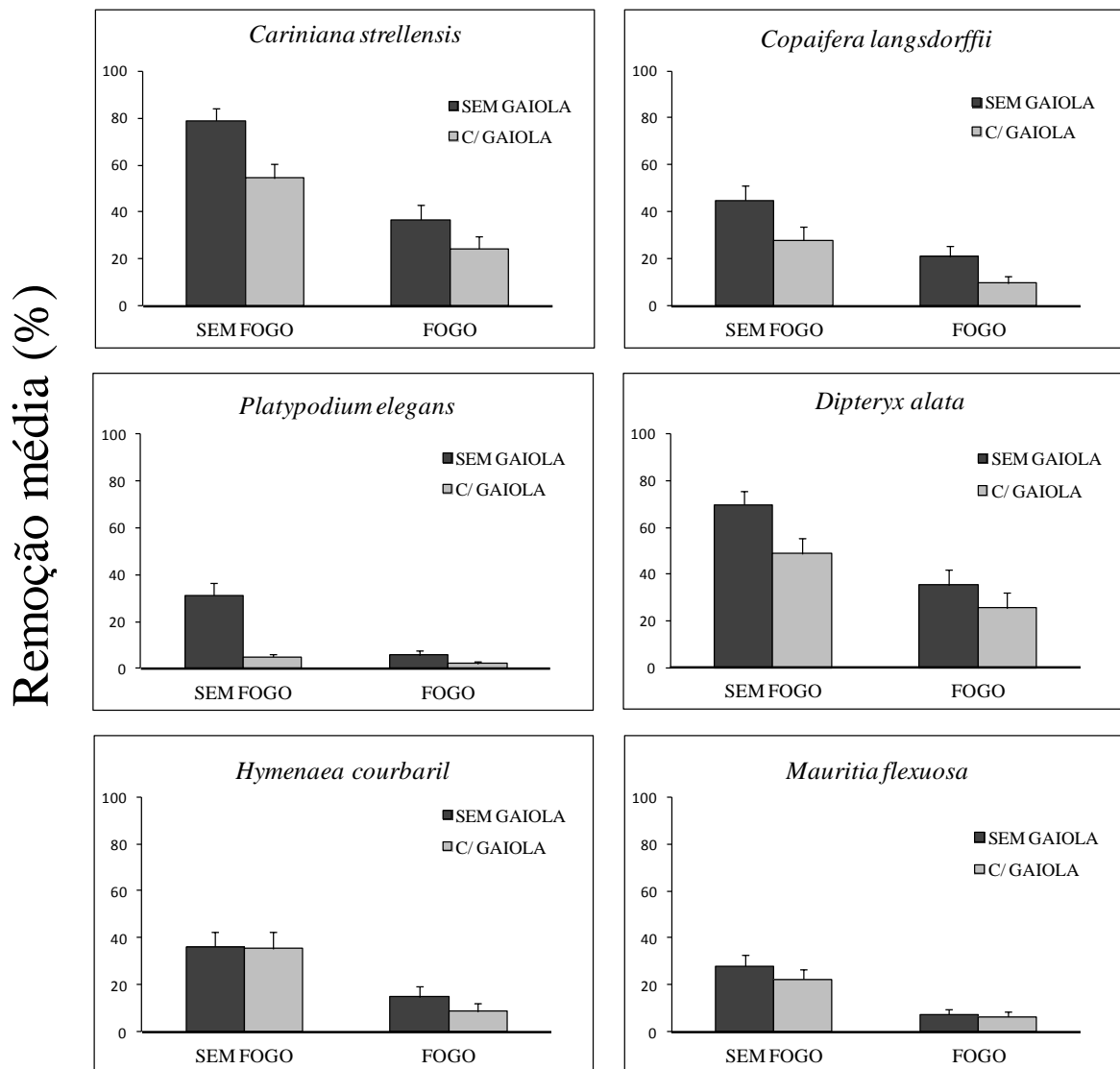


Figura 3 - Remoção média em porcentagem das seis espécies de sementes utilizadas neste estudo com os tratamentos: Sem fogo (matas de galeria que não queimaram em 2011), Fogo (matas que queimaram em 2011), Sem gaiola e Com gaiola (tratamentos com e sem exclusão). As barras indicam o erro padrão da porcentagem de sementes removidas.

Oferta de sementes em cativeiro

Todas as espécies de sementes foram consumidas por pelo menos duas espécies de ratos, no entanto, houve preferências entre os pequenos roedores por algumas espécies de sementes e aparente rejeição de outras por parte dos animais (Figura A6 - Anexos). Como espécies preferidas pelos roedores experimentados neste estudo estão *D. alata* e *C. estrellensis*, que tiveram predação média maior do que 66% para todas as espécies de roedores. Já *Co. langsdorffii*, *H. courbaril* e *M. flexuosa* foram rejeitadas por pelo menos uma espécie de roedor (Figura 4).

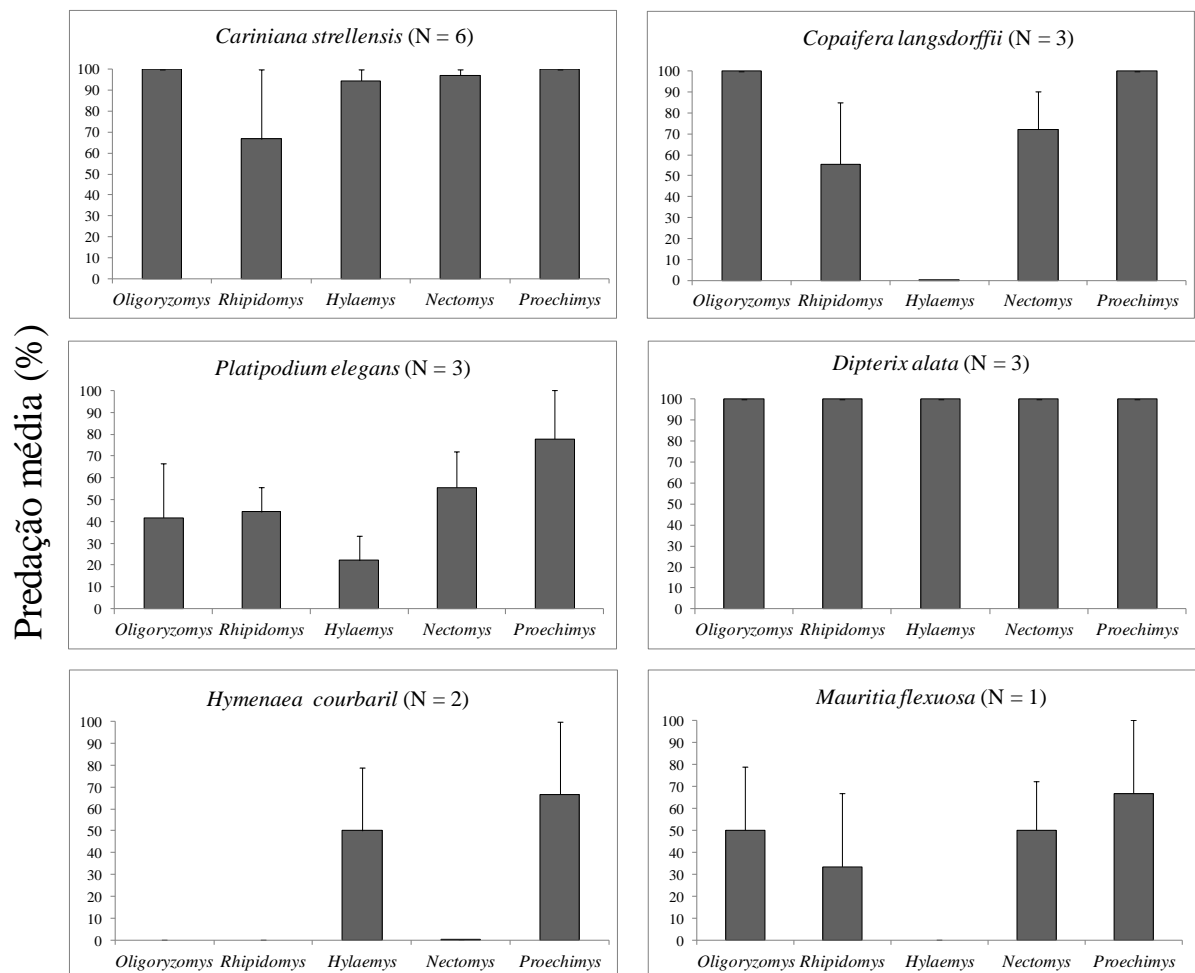


Figura 4 – Consumo médio em porcentagem de cada espécie de semente oferecida aos roedores no experimento de oferta de sementes em cativeiro. *O. nigripes* (N = 4 indivíduos), *R. macrurus* (N = 3), *H. megacephalus* (N = 3), *N. squamipes* (N = 6 indivíduos) e *P. roberti* (N = 4). Valores entre parênteses indicam, para cada espécie vegetal, o número de sementes oferecidas para cada indivíduo de roedor. As barras indicam o erro padrão da porcentagem de sementes predadas. Para *M. flexuosa*, está indicada a porcentagem média de indivíduos que consumiram a semente, pois somente uma semente foi oferecida.

DISCUSSÃO

Nós observamos que o regime de queima em matas de galeria pode influenciar os padrões de remoção de sementes pela fauna. Nossos resultados mostraram que os padrões de remoção de sementes por pequenos roedores foram influenciados pelo incêndio ocorrido 2,9 anos antes do experimento nas matas de galeria avaliadas. O fogo alterou características das matas, aumentando principalmente a densidade da vegetação do sub-bosque e a cobertura herbácea. Diferenças nessas características ambientais, bem como na composição de espécies, riqueza e abundância de pequenos roedores, entre os dois grupos de matas estudadas, influenciaram a quantidade de sementes removidas. O efeito do fogo, no entanto, não foi o mesmo para as seis espécies de sementes estudadas.

Notamos uma clara separação das matas queimadas das não queimadas com relação à estrutura da vegetação medida em campo, com destaque para densidade de sub-bosque, cobertura de herbáceas e marcas de fogo nos troncos. Isso reforça nossa escolha e classificação das matas como queimadas e não queimadas e indica diferenças estruturais causadas pelo fogo evidentes mesmo quase três anos após o evento, sugerindo que este ecossistema é pouco resiliente ao fogo, em relação ao Cerrado.

Essas alterações na vegetação provavelmente influenciaram na composição das comunidades de pequenos mamíferos que observamos. A primeira hipótese que levantamos, de que as áreas que queimaram recentemente teriam uma composição de espécies distinta e uma menor abundância de pequenos mamíferos com relação às áreas que não queimaram, foi corroborada pelos dados obtidos. A riqueza de espécies nas áreas queimadas foi menor do que nas áreas não queimadas. Além disso, diferenças na composição de espécies e abundância de pequenos mamíferos entre as áreas que foram queimadas recentemente e as que não foram, se mostraram marcantes, apesar de não terem sido estatisticamente significativas. Os padrões observados, em que a abundância média de roedores nas matas queimadas foi reduzida para aproximadamente um sexto em comparação às matas não queimadas, provavelmente refletem um efeito real do fogo nas comunidades estudadas. A ausência de significância provavelmente foi devido ao tamanho amostral relativamente pequeno e ao fato de uma das áreas de mata não queimada ter apresentado uma abundância de pequenos roedores bem menor do que as outras, comportando-se como um provável “outlier”. Outras fontes de perturbação podem ter influenciado nessa menor abundância, tendo em vista que essa mata está localizada próximo ao limite da área protegida, adjacente a uma área urbana e rural – Núcleo Rural Vargem Bonita, potencialmente sujeita a maior influência antrópica.

A variação na composição de espécies que encontramos deveu-se principalmente à ausência ou redução da abundância de espécies arborícolas. Nas áreas atingidas recentemente pelo fogo avaliadas neste estudo, não capturamos nenhum indivíduo de animais arborícolas, como *Oecomys* spp. e *R. macrurus*. Além disso, apenas dois indivíduos de *G. agilis* foram capturados nas matas que queimaram, em comparação com 25 nas que não foram queimadas. Essas espécies arborícolas estiveram ausentes mesmo com as áreas queimadas apresentando maior densidade de vegetação no sub-bosque. Isso sugere que fatores indiretos, como redução nos recursos ou aumento nas taxas de predação poderiam afetar esses animais. A redução de frutos foi apontada como explicação para a redução no número de espécies frugívoras, entre um e três anos após o fogo, em áreas florestais da Amazônia (Emmons 1995). Esse declínio pode também afetar mamíferos de menor porte e pode ajudar a explicar a ausência ou redução de espécies arborícolas nas áreas queimadas do nosso estudo mesmo com a vegetação do sub-bosque presente, visto que essas espécies são geralmente mais frugívoras (Emmons 1995).

Uma diminuição significativa na abundância (ou mesmo extinção local) devido a evento de fogo também foi reportada para um roedor arbóreo *Oecomys concolor* em fragmentos na Mata Atlântica (Figueiredo & Fernandez 2004). Além disso, os padrões que observamos estão de acordo com o encontrado em outro estudo, conduzido em outro tipo de floresta do Cerrado (cerradão) atingida pelo mesmo evento de fogo. Nesse estudo, *G. agilis* e *R. macrurus* foram negativamente afetados pelo fogo, apresentando aparente extinção local e lenta recuperação (no mínimo mais de um ano) (Mendonça *et al.* 2015). De forma similar, nas matas de galeria essas espécies parecem não ocorrer com frequência nas áreas atingidas pelo fogo, mesmo 2,9 anos (este estudo) após o distúrbio.

No presente estudo, *N. squamipes* esteve presente nos dois grupos de mata avaliados, talvez por ser uma espécie semiaquática que habita preferencialmente ambientes próximos a cursos d'água (Ernest & Mares 1986), os quais geralmente são menos afetados pelo fogo devido à elevada umidade. De fato, neste trabalho, todos os indivíduos desta espécie foram capturados nas estações mais próximas aos cursos d'água ($\leq 10\text{m}$). Esta espécie pode ter sido responsável por não ter ocorrido uma redução ainda maior na remoção das sementes nas áreas queimadas, tendo em vista que estes animais são onívoros e se alimentam de sementes (Alho 1981; Crespo 1982), o que foi corroborado pelos padrões observados no nosso experimento em cativeiro.

Em nosso estudo, capturamos indivíduos de *N. squamipes* e *G. agilis* tanto nas matas queimadas recentemente quanto nas não queimadas. Bonvicino *et al.* (2002) classificaram as espécies *N. lasiurus*, *O. nigripes*, *N. squamipes* e *G. agilis* como espécies com ampla

distribuição geográfica e que podem ocorrer tanto em vegetação alterada quanto conservada. Isto pode explicar a ocorrência dessas espécies nas matas atingidas pelo fogo do presente estudo. Por outro lado, algumas espécies típicas de formações florestais, como *P. roberti* e *R. macrurus* (Bonvicino *et al.* 2002), não foram capturadas nas florestas queimadas, sendo aparentemente menos tolerantes à essa perturbação.

Nas matas queimadas em 2011, animais de mata poderiam estar sendo substituídos por uma fauna mais generalista de animais vindos de “fora”, como *Necromys*, *Oligoryzomys* e *Calomys*, o que poderia ajudar a manter altas as taxas de remoção de sementes pelos pequenos roedores, especialmente das sementes menores. No entanto, essa substituição não foi detectada no nosso estudo. Nós capturamos apenas um indivíduo da espécie *N. lasiurus* em uma das matas de galeria que não queimaram em 2011. Vieira & Marinho-Filho (1998) sugeriram que *N. lasiurus* não utiliza as matas de galeria antes ou depois do fogo. Esta é uma espécie comum em todos os tipos fisionômicos do Cerrado, exceto matas de galeria (Mares *et al.* 1986; Lacher *et al.* 1989). Em nosso trabalho, o animal foi capturado apenas uma vez em uma clareira dentro da mata, a qual estava dominada por gramíneas, o que pode explicar a presença desta espécie naquele ambiente.

Em relação aos experimentos de remoção de sementes em campo, em termos absolutos, a remoção de sementes foi menor nas áreas queimadas recentemente, devido à redução na abundância dos pequenos roedores. Isso corroborou a segunda hipótese que levantamos. Esse padrão de menores taxas de remoção nas áreas queimadas se manteve tanto para tratamentos de exclusão parcial quanto para acesso livre a todos os agentes. Ou seja, a remoção geral de sementes foi significativamente menor nas matas perturbadas pelo fogo para as seis espécies de sementes testadas. Em estudo realizado na Austrália, sementes acessíveis a todos os animais foram removidas em taxas mais baixas no interior de áreas queimadas quatro meses antes do que em outros locais não queimados (Tasker *et al.* 2011). Isso também ocorreu em nosso estudo, embora em um intervalo de tempo maior pós-fogo. Essa diminuição indica um efeito indireto desse fator de perturbação, mesmo quase três anos depois, na interação entre sementes e seus removedores de mata de galeria. Uma relação direta entre abundância de roedores e remoção de sementes, como observamos no nosso estudo, já foi indicada por outros autores (Ostfeld *et al.* 1997; Schnurr *et al.* 2002).

Já a terceira hipótese (de que em termos relativos, os roedores passariam a ser mais importantes na remoção das sementes nas áreas recém-queimadas, ou seja, que haveria interação entre os tratamentos Fogo e Exclusão) foi verdadeira apenas para as sementes de *P. elegans*. Para essa espécie, houve uma remoção relativamente baixa por pequenos roedores

em ambos os grupos de matas, o que está de acordo com os nossos dados de oferta de sementes em cativeiro, que indicaram que essa não é uma das espécies preferidas pela maioria dos roedores estudados. Para essa semente, o papel relativo de outros agentes removedores apresentou uma marcante redução nas áreas queimadas em relação às não queimadas. Ou seja, para essa espécie, um evento de fogo aparentemente reduz ainda mais a remoção das sementes por outros agentes em comparação à remoção por pequenos roedores. Isso evidencia o aumento do papel desses últimos na remoção de *P. elegans* em áreas queimadas. Uma possível explicação para esse fato pode ser que talvez animais de médio a grande porte, removedores em potencial dessa espécie, não estejam tão presentes nas áreas queimadas. No entanto, variações na abundância de outros agentes removedores em potencial de uma semente com o tamanho de *P. elegans*, como aves e formigas, também podem ter influenciado nas mudanças observadas.

Nós não encontramos efeitos do tratamento de Exclusão ou Fogo x Exclusão para as espécies *Co. langsdorffii*, *H. courbaril* e *M. flexuosa*, o que indica que os pequenos roedores foram os principais removedores dessas sementes em campo, independentemente da ocorrência do fogo. Um padrão similar foi detectado para sementes de *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae), também relativamente grandes (6,5 a 8,5 g), em áreas florestais no sul do Brasil. Nessas áreas, houve maior remoção de sementes nos tratamentos de acesso exclusivo a pequenos mamíferos do que nos tratamentos de exclusão de animais maiores, indicando que pequenos roedores foram os principais predadores dessas sementes (Job & Vieira 2008). As sementes de *H. courbaril* e *M. flexuosa* são grandes o suficiente para escaparem da remoção por formigas e aves pequenas, dessa forma, essas espécies provavelmente são mais dependentes de animais maiores, como cutias, pacas e antas, que poderiam ser seus principais agentes removedores.

No entanto, nossos resultados apontam o contrário, sugerindo que, mesmo nas matas de galeria não queimadas recentemente, *H. courbaril* e *M. flexuosa* são removidas principalmente pelos pequenos roedores. Apesar disso, essas espécies ficaram entre as menos consumidas pelos roedores em nosso experimento em cativeiro. Isso indica que os principais agentes removedores das espécies podem estar ausentes ou, mesmo que não estejam localmente extintos, suas populações podem estar reduzidas a ponto de não conseguirem realizar suas funções ecológicas, indicando uma possível extinção ecológica (Redford 1992). Na APA Gama e Cabeça de Veado há indícios da ocorrência da cutia (*Dasyprocta azarae*), porém não de anta (*Tapirus terrestris*) ou de paca (*Agouti paca*) (Juarez 2008), o que foi corroborado por levantamentos preliminares com armadilhas fotográficas nas áreas

amostradas (dados não publicados). A densidade desse roedor (cutia), no entanto, pode não ser suficiente para manter as taxas normais de remoção de sementes grandes das matas, indicando uma redução do papel ecológico exercido pelo mesmo. Um estudo realizado na Venezuela sugeriu que a regeneração de *H. courbaril* na ausência de cutias, principais dispersores dessa espécie (Hallwachs 1986), foi bastante limitada (Asquith *et al.* 1999). De uma maneira geral, reconhece-se que a redução de médios e grandes mamíferos frugívoros dispersores de sementes pode resultar em menor recrutamento de espécies de sementes grandes e eventualmente pode ter efeitos demográficos negativos para as espécies particularmente dispersas por essa guilda (Stoner *et al.* 2007). Uma redução significativa na abundância e diversidade de vertebrados de médio a grande porte ocorreu também em matas queimadas da Amazônia (Barlow & Peres 2003). Espécies frugívoras de aves e mamíferos de grande porte, típicas de áreas inalteradas, desapareceram entre um e três anos após o fogo, o que foi atribuído à mudanças na estrutura da mata e a um declínio notável na produtividade de frutos (Barlow & Peres 2003).

Para um segundo grupo de espécies vegetais, composto pelas espécies *C. estrellensis*, *P. elegans* e *D. alata*, as sementes das estações abertas foram significativamente mais removidas do que nas estações com exclusão parcial, indicando que outros animais que não os pequenos roedores (como formigas, aves e outros mamíferos), também foram importantes removedores dessas sementes. Pelo menos para uma das espécies, há registro de predação por mamíferos de maior porte. Sementes de *C. estrellensis* podem ser predadas por macacos da espécie *Alouatta caraya* (Oliveira-Filho & Galetti 1996), a qual possui registro de ocorrência nas áreas deste estudo (Fonseca & Redford 1985). Experimentos realizados no cerrado sentido restrito e cerradão de Minas Gerais mostraram que as formigas foram responsáveis pelas maiores porcentagens de remoção de sementes, com 70,9%, seguidas pelos roedores – 6,4% e aves – 0,7% (Ferreira *et al.* 2007). No entanto, as sementes utilizadas pelos autores são, em geral, menores do que as usadas em nosso estudo, sendo que sua maior semente (*Matayba guianensis*) tem em média 0,067 g, semelhante apenas a *C. estrellensis* (0,08 g). Isso sugere que as formigas não exerceram papel relevante na remoção ao menos de *P. elegans* e *D. alata*.

Em relação ao consumo de sementes em cativeiro, observamos que os pequenos roedores avaliados neste estudo predaram a maioria das espécies de sementes oferecidas, com poucas exceções. O mesmo foi encontrado por Vieira *et al.* (2006) para três espécies de roedores (*Oligoryzomys nigripes*, *Akodon montensis* e *Delomys dorsalis*) em floresta de araucária no sul do Brasil. Vieira *et al.* (2003) também reportaram que indivíduos de *O.*

nigripes (em experimento tipo “cafeteria”) consumiram a maioria das sementes e mesocarpos oferecidos. Nossos resultados estão de acordo com esses estudos anteriores, sendo que os quatro indivíduos de *O. nigripes* avaliados neste estudo consumiram todas as espécies de sementes oferecidas, com exceção de *H. courbaril*. Essa espécie de semente, inclusive, foi a que menos foi consumida em cativeiro pelos roedores estudados e uma das menos removidas em campo, de uma maneira geral. Isso pode ser devido ao seu maior tamanho ou também por possíveis componentes tóxicos na semente, tendo em vista que as sementes de outra espécie de jatobá (*H. stigonocarpa*) apresentaram alta toxidez para culturas de *Artemia salina* em teste feito por Fonseca *et al.* (2013).

A redução das taxas de remoção causada pelo fogo, para todas as espécies, poderia contribuir para uma regeneração mais rápida da mata, desde que as matrizes não tenham desaparecido. Por outro lado, se as sementes estiverem sendo pouco removidas, como ocorreu nas matas queimadas avaliadas neste estudo, a alta densidade destas pode trazer consequências não necessariamente benéficas às populações ou mesmo à comunidade como um todo. Pode haver, por exemplo, uma maior mortalidade de sementes e plântulas por competição e/ou infestação por patógenos, retardando a recuperação desses ambientes (Janzen 1970, Jordano *et al.* 2006). Além disso, uma das teorias clássicas para explicar a alta diversidade de espécies arbóreas nos trópicos sugere que os predadores de sementes, se alimentando onde a densidade de sementes é mais alta, podem prevenir a exclusão competitiva e promover a coexistência de espécies arbóreas (Janzen 1970). Dessa forma, o resultado a longo prazo seria uma comunidade vegetal com alta riqueza de espécies sempre que houver limitação de dispersão, como a predação de sementes (Hubbel 2001; Schupp *et al.* 2002). Em estudo realizado no Panamá, as árvores com sementes grandes tiveram chances mais altas de se estabelecer do que aquelas com sementes pequenas, na ausência de mamíferos que se alimentam de sementes grandes. Em consequência disso, essas últimas dominaram as manchas florestais em menos de 75 anos (Putz *et al.* 1990). Dessa forma, uma menor predação de determinadas espécies de sementes, pode causar alterações na composição das comunidades vegetais, com uma maior dominância de algumas espécies e menor diversidade a médio e longo prazo (Putz *et al.* 1990).

Historicamente, as matas de galeria apresentam poucos eventos de incêndios e, por este motivo, raros são os estudos da influência do fogo nesta comunidade. O presente estudo foi uma importante oportunidade de avaliar a composição das comunidades de pequenos mamíferos não voadores bem como seu papel na remoção de sementes nestes ambientes atingidos e não atingidos pelo fogo recentemente. Os resultados obtidos poderão fornecer

valiosos subsídios para tomadas de decisão acerca das medidas protecionistas para a conservação das matas de galeria. Recomendamos que estudos futuros avaliem o destino das sementes removidas em ambientes de mata de galeria perturbados pelo fogo, para que seja possível discernir entre processos de predação ou dispersão das mesmas. Além disso, é necessário que se amostram as comunidades de animais de médio e grande porte nesses ambientes, a fim de complementar o conhecimento a respeito dos efeitos do fogo na remoção de sementes em habitats florestais neotropicais.

CONCLUSÕES FINAIS

- Observamos diferenças marcantes entre as matas de galeria atingidas e não atingidas pelo fogo mesmo quase três anos após o incêndio, incluindo alterações nos padrões ecológicos de interação planta-animal, o que sugere uma baixa resiliência desse sistema ao fogo;
- As matas de galeria que queimaram apresentam diferenças estruturais causadas pelo fogo, com maior densidade da vegetação do sub-bosque e maior cobertura herbácea;
- A fauna de pequenos mamíferos apresenta menor riqueza e abundância e composição de espécies diferente nas matas queimadas, com uma redução no número de espécies arborícolas nessas áreas;
- As diferenças nas características ambientais e na fauna de pequenos roedores influenciaram nas taxas de remoção de sementes, sendo que a remoção geral foi menor nas matas perturbadas pelo fogo para as seis espécies de sementes testadas;
- O fogo de fato media as interações entre as sementes e seus removedores e esse papel varia em função da espécie de semente e essa variação provavelmente está relacionada ao tamanho das mesmas;
- Os pequenos roedores foram os principais removedores das sementes de *Colangsdorffii*, *H. courbaril* e *M. flexuosa*, independentemente da ocorrência do fogo, sendo as duas últimas as maiores sementes utilizadas nesse estudo. Já o grupo que inclui as sementes de menor porte, *C. estrellensis*, *P. elegans* e *D. alata*, foram mais removidas por outros animais que não os pequenos roedores;

- Observamos que os pequenos roedores avaliados neste estudo consomem grande parte das sementes oferecidas em cativeiro, apenas as sementes de *Co. langsdorffii*, *H. courbaril* e *M. flexuosa* não foram consumidas com a mesma intensidade;
- A remoção das sementes de espécies de maior porte por outras espécies que não os pequenos roedores foi negligível. Como os pequenos roedores em geral agem como predadores e não dispersores, a dispersão dessas espécies já pode estar sendo prejudicada nas matas estudadas. Potenciais dispersores, como as cutias, embora ainda ocorram nessas áreas, podem já não estar exercendo suas funções ecológicas nas mesmas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEXANDER, H.M.; CUMMINGS, C.L.; KAHN, L. & SNOW, A.A. 2001. Seed size variation and predation of seeds produced by wild and crop-wild sunflowers. *American Journal of Botany*, 88:623-627.
- ALHO, C. J. R. (1981). Roedores silvestres do cerrado: hábitos e habitats. In *Resumos Comun. Cient. VIII Congr. Bras. Zool*: 155-156. Alho, C. J. R. (Ed.). Brasília: Univ. Brasília.
- ANDRESEN, E. & LEVEY D. J. 2004. Effects of dung and seed size on secondary dispersal, seed predation, and seedling establishment of rain forest trees. *Oecologia*, 139:45-54.
- ASQUITH, N.M.; TERBORGH, J.; ARNOLD, A.E.; RIVEROS, C.M. 1999. The fruits the agouti ate: *Hymenaea courbaril* seed fate when its disperser is absent. *Journal of Tropical Ecology*, 15: 229-235.
- BANKS, S. C.; KNIGHT, E. J.; MCBURNEY, L.; BLAIR, D. AND LINDENMAYER, D. B. 2011b. The effects of wildfire on mortality and resources for an arboreal marsupial: resilience to fire events but susceptibility to fire regime change. *PloS One*, 6:e22952.
- BARBOSA, R.I. & FEARNSIDE, P.M. 2000. As lições do fogo: O grande incêndio de Roraima. *Ciência Hoje*, 27: 27-43.
- BARLOW, J. & PERES, C. 2003. Fogo rasteiro, nova ameaça na Amazônia. *Ciênc. Hoje*, 34:24-29.
- BARTIMACHI, A.; NEVES, J. & PEDRONI, F. 2008. Predação pós-dispersão de sementes do angico *Anadenanthera falcata* (Benth.) Speg. (Leguminosae-Mimosoideae) em mata de galeria em Barra do Garças, MT. *Revista Brasil. Bot.*, V.31, n.2, p.215-225.
- BENDELL, J. F. 1974. Effects of fire on birds and mammals. In: T. T. Kozlowski and C. E. Ahlgren, editors. *Fire and ecosystems*. Academic Press, New York. Pages 73–138.
- BODMERR, E. 1990. Fruit patch size and frugivory in the lowland tapir (*Tapirus terrestris*). *J. Zool.*, 222: 121-128.
- BONVICINO, C.R.; LINDBERG, S.M. & MAROJA, L.S. 2002. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Braz. J. Biol.*, 62(4B):765-774.
- BRADSTOCK, R.A. 2008. Effects of large fires on biodiversity in south-eastern Australia: disaster or template for diversity? *International Journal of Wildland Fire*, 17, 809–822.
- BREWER, S. W. & REJMÁNEK, M. 1999. Small rodents as significant dispersers of tree seeds in a neotropical forest. *J. Veg. Sci.*, 10:165-174.
- BRIANI, D. C.; VIEIRA, E. M. & VIEIRA, M. V. 2001. Nests and nesting sites of Brazilian forest rodents (*Nectomys squamipes* and *Oryzomys intermedius*) as revealed by a spool-and-line device. *Acta Theriol*, 46:331-334.

- BRIANI, D.C.; PALMA, A.R.T.; VIEIRA, E.M. & HENRIQUES, R.P.B. 2004. Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of central Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 13:1023-1037.
- BRICKER, M.; PEARSON, D. & MARON, J.L. 2010. Small mammal seed predation limits the recruitment and abundance of two perennial grassland forbs. *Ecology*, 91, 85-92.
- BROWN, J.H. & HESKE, E.J. 1990. Control of a desert-grassland transition by a keystone rodent guild. *Science*, 250, 1705-1707.
- CASTELLANI, T.T. & STUBBLEBINE, W. H. 1993. Sucessão secundária inicial em uma mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. *Revista Brasileira de Botânica*, 16: 181-203.
- CATLING, P.C.; NEWSOME, A.E. AND DUDZINSKI, G. 1982. Small mammals, habitat components, and fire in southeastern Australia. United States Department of Agriculture, Forest Service, General Technical Report, PSW 58: 199-206.
- CATLING, P. C. 1991. Ecological effects of prescribed burning practices on the mammals of southeastern Australia. Pp. 353-363, In *Conservation of Australia's forest fauna* (D. Lunney, ed.). Royal Zoological Society of New South Wales, Sidney, New South Wales, Australia.
- COCHRANE, M.A. 2003. Fire science for rainforests. *Nature* 42: 913-919.
- COGGER, H., CAMERON, E., SADLER, R. & EGGLER, P. 1994. The action plan for Australian reptiles. Australian Nature Conservation Agency, Canberra.
- CONVERSE, S. J.; BLOCK, W. M. AND WHITE, G. C. 2006. Small mammal population and habitat responses to forest thinning and prescribed fire. *Forest Ecology and Management*, 228:263-273.
- CORADIN, L. 1978. The grasses of the natural savanna of the Federal Territory of Roraima, Brasil. Brasília, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, EMBRAPA.
- COUTINHO, L.M. 1978. O conceito de cerrado. *Revista Brasileira de Botânica* 1: 17-23.
- COUTINHO, L.M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian cerrado. Pp. 82-105. In: J.G. Goldammer (ed.). *Fire in the tropical biota - Ecosystem process and global challenge*. (Ecological Studies 84). Berlin, Springer-Verlag.
- CRESPO, J. A. 1982. Ecología de la comunidad de mamíferos del Parque Nacional Iguazu, Misiones. *Revta Mus. argnt. Cienc. nut. 'Bernardino Rivadavia'*, 3 45- 162.
- CROWNER, A. W. & BARRET, G. W. 1979. Effects of fire on the small mammal component of an experimental grassland community. *J. Mammal.*, 60: 803-813.

- CRS/IBAMA. 2009-2010. Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite: monitoramento do bioma Cerrado. Brasília: MMA/IBAMA/PNUD, 2011. 65p. (Acordo de cooperação técnica MMA/IBAMA).
- CUMMINGS, C.L. & ALEXANDER, H.M. 2002. Population ecology of wild sunflower: effects of seed density and postdispersal vertebrate seed predators. *Oecologia*, 130, 274-280.
- CURTIN, C.G., KELT, D.A., FEY, T.C. & BROWN, J.H. 1999. On the role of small mammals in mediating climatically driven vegetation change. *Ecology Letters*, 2, 309-317.
- DAFNI, A., IZHAKI, I., NE'EMAN, G. 2012. The effect of fire on biotic interactions in Mediterranean basin ecosystems: pollination and seed dispersal. *Isr. J. Ecol. Evol.*, 58: 235-250
- DIAZ, I.; PAPIC, C. & ARMESTO, J.J. 1999. An assessment of post-dispersal seed predation in temperate rain forest fragments in Chiloé Island, Chile. *Oikos*, 87:228-238
- DINIZ, I.; HIGGINS, B. AND MORAIS. H. 2011. How do frequent fires in the Cerrado alter the lepidopteran community? *Biodiversity and Conservation*, 20:1415-1426.
- DOUGLAS, M., TOWNSEND, S., AND LAKE, P. 2003. Streams. In 'Fire in Tropical Savannas: The Kapalga Experiment'. (Eds A. Andersen, G. Cooke and R. Williams.) pp. 59-78. (Springer-Verlag: New York.)
- EDWARDS, G.R. & CRAWLEY, M.J. 1999. Rodent seed predation and seedling recruitment in mesic grassland. *Oecologia*, v.118, p.288-296.
- EITEN, G. 1972. The cerrado vegetation of central Brazil. *Bot. Rev.* 38: 201-342.
- EMMONS, L. H. 1995. Mammals of rain forest canopies. In *Forest canopies* (Eds M. D. Lowman & N. M. Nadkarni) pp. 199-223 (Academic Press: London).
- ERNEST, K. A. & MARES, M. A. 1986. Ecology of *Nectomys squamipes*, the Neotropical water rat, in central Brazil: home range, habitat selection, reproduction and behaviour. *Journal of Zoology*, London 210: 599-612.
- FELFILI, J.M. 1994. Floristic composition and phytosociology of the gallery forest alongside the Gama stream in Brasília, DF, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, 17 (1): 1-11.
- FELFILI, J.M. 1995. Growth, recruitment and mortality in the Gama Gallery forest in Central Brazil over six year period (1985-1991). *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, v.11, n.1, p.67-83.
- FELFILI, J.M. 1997. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. *Forest ecology and management*, v.91, p.235-245.
- FELFILI J.M.; MENDONÇA, R.C.; WALTER, B.M.T.; SILVA JÚNIOR, M.C.; NÓBREGA, M.G.G., FAGG, C.W.; SEVILHA, A.C.; SILVA, M.A. 2001. Flora fanerogâmica das matas de galeria e ciliares do Brasil Central. *In: Ribeiro, J.F.; Fonseca,*

C.E.L.; Souza-Silva, J.C. (eds.). Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria. Planaltina-DF: Embrapa Cerrados, p.195-263.

FERREIRA, A.V.; VASCONCELOS, A.L. & BRUNA, E.M. 2007. Efeito da remoção de sementes por formigas, aves e roedores no recrutamento de plântulas no Cerrado. XVIII Simpósio de Mirmecologia. Biológico, São Paulo, v.69, suplemento 2, p.359-363, 2007.

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

FIGUEIREDO, M.S. L. & FERNANDEZ, F.A.S. 2004. Contrasting effects of fire on populations of two small rodent species in fragments of Atlantic Forest in Brazil. Journal of Tropical Ecology, 20:225–228.

FONESCA, G. A. B. & REDFORD, K. H. 1985. The mammals of IBGE's ecological reserve and an analysis of the role of gallery forests in increasing diversity. Rev. Brasil. Biol., 44: 517-523.

FONSECA, R.C.; SOUZA, N.A.; CORREA, T.C.L.; GARCIA, L.F.; REIS, L.G.V.; RODRIGUEZ, A.G. 2013. Assessment of toxic potential of Cerrado fruit seeds using *Artemia salina* bioassay. Food Sci. Technol, Campinas, 33(2): 251-256.

FONTAINE, J. B. AND KENNEDY, P. L. 2012. Meta-analysis of avian and small-mammal response to fire severity and fire surrogate treatments in U.S. fire-prone forests. Ecological Applications, 22:1547–1561.

FORGET, P. M.; KITAJIMA, K. & FOSTER, R. B. 1999. Pre and post-dispersal seed predation in *Tachigali versicolor* (Caesal-piniaceae): effects of timing of fruiting and variation among trees. J Trop Ecol, 15:61-81

FOX, B.J.; TAYLOR, J.E. & THOMPSON, P.T. 2003. Experimental manipulation of habitat structure: a retrogression of the small mammal succession. Journal of Animal Ecology, 72, 927–940.

FRANÇA, H.; RAMOS NETO, M.B.; SETZER, A. 2007. O fogo no Parque Nacional das Emas. Brasília: MMA.

FRIZZO, T.L.; MASSOCHINI, C.B.; BORGES, M.P., & VASCONCELOS, H.L. 2011. Revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. Oecol. Aust., 15(2): 365-379.

FROST, P. H. G., & F. ROBERTSON. 1987. The ecological effects of fire in savannas. In B. H. Walker (Ed.). Determinants of tropical savannas, p. 93-141. IRL Press Limited, Oxford, UK.

GARNETT, S.T. & CROWLEY, G.M. 2000. The action plan for Australian birds. Natural Heritage Trust, Canberra.

GOODLAND, R. 1971. A physiognomic analysis of the 'cerrado' vegetation of Central Brazil. Journal of Ecology, 59, 411–419.

- HALLWACHS, W. 1986. Agoutis (*Dasyprocta punctata*): the inheritors of guapinol (*Hymenaea courbaril*: Leguminosae). In: Estrada, A.; Fleming, T.H. (Eds). Frugivores and Seed Dispersal. W. Junk Publishers, Dordrecht. p.285-304.
- HAMMER, O.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. 2001. PAST: paleontological statistics. software package for education and data analysis. Palaeontologia Electronica. Available at: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- HAPPOLD D.C.D. 1983. Rodents and lagomorphs. In: Bourliere F. (ed.), Tropical Savannas. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, pp. 363–400.
- HARMS, K.E; WRIGHT, S.J.; CALDERÓN, O.; HERNÁNDEZ, A. & HERRE, E.A. 2000. Pervasive density-dependence recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. Nature, 404:493-495.
- HENRIQUES, R.; BIZERRIL, M.; PALMA, A. 2000. Changes in small mammal populations after fire in a patch of unburned cerrado in Central Brazil. Mammalia 64:173–185.
- HOFFMANN, W. A.; MOREIRA, A. G. 2002. The role of fire in populations of wood plants. Pp.159 – 177. In: R. S. Oliveira; R. J. Marquis (ed.). The Cerrado of Brasil: ecology and history of neotropical savanna. New York, Columbia University Press.
- HOWE, H.F. & BROWN, J.S. 2000. Early effects of rodent granivory on experimental forb communities. Ecological Applications, 10, 917-924.
- HULME, P.E. 1993. Post-dispersal seed predation by small mammals. Symposium of the Zoological Society of London, 65, 269-287.
- HULME, P.E. 1998. Post-dispersal seed predation: consequences for plant demography and evolution. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, 1, 32-46.
- IBGE. 2004. Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Reserva Ecológica do IBGE: ambiente e plantas vasculares. Rio de Janeiro : IBGE,70p. (Estudos e pesquisas. Informação geográfica, n.3).
- IOB, G. & VIEIRA, E. M. 2008. Seed predation of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) in the Brazilian Araucaria Forest: influence of deposition site and comparative role of small and 'large' mammals. Plant Ecol, 198:185-196.
- IVANAUSKAS, N.M.; MONTEIRO, R. & RODRIGUES, R.R. 2003. Alterations following a fire in a Forest community of Alto Rio Xingu. Forest Ecology and Management, 184: 239-250.
- JIRA, G.; BEKELE, A.; HEMSON, G. AND MUNDANTHRA, B. 2013. Rodents in fire affected heather shrublands in Bale Mountains National Park, Ethiopia. Journal of King Saud University - Science, 25:289–295.
- JORDANO, P.; GALETTI, M.; PIZO, M. A. & SILVA, W. R. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: Biologia da conservação: essências. Ed. Rima, São Paulo, Brasil. p. 411-436

- JUAREZ, K. M. 2008. Mamíferos de médio e grande porte nas unidades de conservação do Distrito Federal. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília. Departamento de Biologia Animal.
- JUNQUEIRA, D. R. & FAVARO, S. P. 2004. Caracterização físico-química e processamento de castanhas de baru (*Dipteryx alata* Vog.) In: Encontro De Iniciação Científica Da Universidade Católica Dom Bosco, 8., 2004. Campo Grande: UCDB, p. 27.
- KAUFFMAN, M. & MARON, J.L. 2006. Influence of density-dependence and seed bank dynamics in habitat-specific population dynamics of bush lupine, *Lupinus arboreus*. *American Naturalist*, 168, 454-470.
- KELT, D.A.; MESERVE, P.L.; FORISTER, M. L.; NABORS, L. K.; GUTIÉRREZ, J. R. 2004. Seed predation by birds and small mammals in semiarid Chile. *Oikos*, 104:133-141
- KUHLMANN, M. 2012. Frutos e Sementes do Cerrado atrativos para fauna: guia de campo/ Marcelo Kuhlmann – Brasília, Rede de Sementes do Cerrado, p. 274.
- LACHER, T. E.; MARES, M. A. & ALHO, C. J. R. 1989. The structure of a small mammal community in a central brazilian savanna. *Advances in Neotropical Mammalogy*, 1989: 137-162
- LASSAU, S. A. & HOCHULI, D. F. 2004. Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography*, 27, 157–64.
- LEGGE, S.; MURPHY, J.; HEATHCOTE, S.; FLAXMAN, E.; AUGUSTEYN, J. & CROSSMAN, M. 2008. The short-term effects of an extensive and high-intensity fire on vertebrates in the tropical savannas of the central Kimberley, northern Australia. *Wildlife Research*, 35:33–43.
- LIMA, J.E.F.W. & SILVA, E.M. 2005. Estimativa da produção hídrica superficial do Cerrado brasileiro. In: Scariot, A.; Sousa-Silva, J. C.; Felfili, J. M. (orgs.). Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação. Brasília: MMA.
- LINDENMAYER, D.B. *et al.* 2008. Testing hypotheses associated with bird responses to wildfire. *Ecological Applications*, 18, 1967–1983.
- LINDENMAYER, D., *et al.* 2013. Fire severity and landscape context effects on arboreal marsupials. *Biological Conservation*, 167:137–148.
- LORENZI, H. 2002. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil. 4.ed. Nova Odessa: Plantarum, v.1. 368p.
- LUNNEY, D. *et al.* 1987. Effects of logging and fire on small mammals in Mumbulla State Forest, near Bega, New South Wales. – *Aust. Wildlife Res.*, 14: 163 – 181.
- MAGNUSSON, W. E. & SANAIOTTI, T. M. 1987. Dispersal of Miconia Seeds by the rat *Bolomys lasiurus*. *J Trop Ecol*, 3:277-278

- MANSON, R. H. & STILES, E.W. 1998. Links between microhabitat preferences and seed predation by small mammals in old fields. *Oikos*, 82, 37–50.
- MARES, M. A.; ERNEST, K. A. & GETTINGER, D. D. 1986. Small Mammal Community Structure and Composition in the Cerrado Province of Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 2:289-300
- MARINHO-FILHO, J.; RODRIGUES, F. H. G. & JUAREZ, K. M. 2002. The Cerrado Mammals: Diversity, Ecology, and Natural History, p: 267-284. *In: OLIVEIRA, P. S. & MARQUIS, R. J. The Cerrado of Brazil. Editora Columbia University, Nova Iorque, 398p.*
- MARON, J.L. & KAUFFMAN, M.J. 2006. Habitat-specific impacts of multiple consumers on plant population dynamics. *Ecology*, 87, 113-124.
- MAXWELL, S., BURBIDGE, A.A. & MORRIS, K. 1996. The action plan for Australian marsupials and monotremes. IUCN Species Survival Commission, Wildlife Australia, Canberra.
- MENDONÇA, A.F.; ARMOND, T.; CAMARGO, A.C.L.; CAMARGO, N.F.; RIBEIRO, J.F.; ZANGRANDI, P.L.; AND VIEIRA, E.M. 2015. Effects of an extensive fire on arboreal small mammal populations in a neotropical savanna woodland. *Journal of Mammalogy*, 96(2):368–379.
- MIRANDA, H. S.; ROCHA E SILVA, E. P.; MIRANDA, A. C. 1996. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. Pp. 1-10. *In: H. S. Miranda; C. H. Saito; B. F. S. Dias. (eds.). Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga. Brasília, Universidade de Brasília, ECL.*
- MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. C.; MIRANDA, A. C. 2002. The fire factor. *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna. New York, Columbia University Press.: P. S. Oliveira; R. J. Marquis, p. 51–68.*
- MIRANDA, H. S.; SATO, M. N. 2005. Efeitos do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. *Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 439p.*
- MISTRY, J. 1998. Fire in the cerrado (savannas) of Brazil: An ecological review. *Prog. Phys. Geogr.*, 22: 425–448.
- MITTELBACH, G.G. & GROSS, K.L. 1984. Experimental studies of seed predation in old-fields. *Oecologia*, 65, 7-13.
- MONAMY, V. & FOX, B.J. 2000. Small mammal succession is determined by vegetation density rather than time elapsed since disturbance. *Austral Ecol.*, 25, 580–587.
- MUTCH, R.W. 1970. Wildland fires and ecosystems - a hypothesis. *Ecology*, 51: 1046-1051.
- RAMOS - NETO, M. B. 2000. O Parque Nacional de Emas (GO) eo fogo: implicações para a conservação biológica. Tese de Doutorado. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de São Paulo (USP), São Paulo 159 p.

- NOSS, R.F., FRANKLIN, J.F., BAKER, W.L., SCHOENNAGEL, T. & MOYLE, P.B. 2006. Managing fire-prone forests in the western United States. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4, 481–487.
- OJEDA, R. A. 1989. Small-mammal responses to fire in the Monte Desert, Argentina. *Journal of Mammalogy*, 70:416–420.
- OLIVEIRA, M. C. 2010. Vinte e quatro anos de sucessão vegetal na Mata De Galeria do córrego Capetinga, na Fazenda Água Limpa, Brasília, Brasil: 1983 - 2007. Tese de doutorado em Ciências Florestais. Universidade de Brasília, DF, 174p.
- OLIVEIRA-FILHO, A.Z. & M. GALETTI. 1996. Seed Predation of *Cariniana estrellensis* (Lecythidaceae) by Black Howler Monkeys, *Alouatta caraya*. Short communication. *PRIMATES*, 37(1): 87-90.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. & RATTER, J.A. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the cerrado biome, p. 91-119. *In: OLIVEIRA, P. S. & MARQUIS, R. J. The Cerrado of Brazil*. Editora Columbia University, Nova Iorque, 398p.
- OSTFELD, R.S.; MANSON, R.H. & CANHAM, C.D. 1997. Effects of rodents on survival of tree seeds and seedlings invading old fields. *Ecology*, 78:1531-1542
- PAGLIA, A.P. *et al.* 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2ª Edição / 2nd Edition. Occasional Papers in Conservation Biology, No. 6. Conservation International, Arlington, VA. 76pp.
- PARCA, M.L.S. 2007. Fitossociologia e sobrevivência de árvores na mata de galeria do córrego Pitoco, Reserva Ecológica do IBGE, DF, em 2006, após dois incêndios, 1994 e 2005. Dissertação de Mestrado, publicação EFLM - 081/2007, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 85 p.
- PARDON, L. G., BROOK, B. W., GRIFFITHS, A. D., AND BRAITHWAITE, R. W. 2003. Determinants of survival for the northern brown bandicoot under a landscape-scale fire experiment. *Journal of Animal Ecology* 72, 106–115.
- PEARSON, D.E., CALLAWAY, R.M. & MARON, J.L. 2011. Biotic resistance via granivory: establishment by invasive, naturalized and native asters reflects generalist preference. *Ecology*, 92, 1748-1757.
- RAMOS, A.E.; NÓBREGA, M.G.G.; CARDOSO, E.S. 2002. Vegetação, flora e unidades de conservação na bacia do Lago Paranoá. *In: Fonseca, F.O. (coord.). Olhares sobre o lago Paranoá*. Brasília: SEMARH (Cap. 4).
- RAMOS-NETO, M.B. & PIVELLO, V.R. 2000. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. *Environmental Management*, v.26, p.675-684.
- REDFORD, K.H. 1992. The Empty Forest. *BioScience* v. 42, n. 6, pp. 412-422
- REDFORD, K.H. & FONSECA, G.A.B. 1986. The role of gallery forests in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. *Biotropica* 18:126-35.
- REED, A.W.; KAUFMAN, G.A. E KAUFMAN, D.W. 2005. Rodent seed predation and GUDs: effect of burning and topography. *Can. J. Zool.* 83: 1279–1285.

- RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. *In*: Sano, S.M.; Almeida, S.P.; Ribeiro, J.F. Cerrado: Ecologia e Flora. Brasília: Embrapa, p.151-212.
- RUSSELL-SMITH, J., *et al.* 2003. Contemporary fire regimes of northern Australia, 1997–2001: change since aboriginal occupancy, challenges for sustainable management. *International Journal of Wildland Fire*, 12:283–297.
- SALAZAR, A.; GOLDSTEIN, G.; FRANCO, A. C. & MIRALLES-WILHELM, F. 2012. Seed limitation of woody plants in Neotropical savannas. *Plant Ecol*, 213:273–287
- SALGADO-LABOURIAU, M.L.; FERRAZ-VICENTINI, K.R. 1994. Fire in the Cerrado 32,000 years ago. *Current Research in the Pleistocene*, v. 11, p. 85-87.
- SAMSON, D.; PHILIPPI, T.E. & DAVIDSON, D.W. 1992. Granivory and competition as determinants of annual plant diversity in the Chihuahuan desert. *Oikos*, 65: 61-80.
- SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. 2008. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. *Pesq agrop. bras.* 43 (1): 153 – 156.
- SARÀ, M.; BELLIA, E. AND MILAZZO, A. 2006. Fire disturbance disrupts co-occurrence patterns of terrestrial vertebrates in Mediterranean woodlands. *Journal of Biogeography*, 33:843–852.
- SATO, M. N. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado submetidas a diferentes regimes de queima. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília.
- SATO, M. N. 2003. Efeito a longo prazo de queimadas prescritas na estrutura da comunidade de lenhosas da vegetação do cerrado *sensu stricto*. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília.
- SATO, M.N.; MIRANDA, H.S.; MAIA, J.M.F. 2010. O fogo e o estrato arbóreo do Cerrado: efeitos imediatos e de longo prazo. *In*: Miranda, H.S. (org.). Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidade de cerrado: resultados do Projeto Fogo. Brasília: IBAMA, p.77-91.
- SEBRAE-DF. 2007. A questão ambiental no Distrito Federal. 2. ed. Brasília: SEBRAE,160p.
- SEVILHA, A. C. 1999. Composição e estrutura da Mata de Galeria do Capetinga, na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF, dez anos após um incêndio florestal. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília.
- SCHNURR, J. L.; OSTFELD, R. S. & CANHAM, C. D. 2002. Direct and indirect effects of masting on rodent populations and tree seed survival. *Oikos*, 96: 402-410.
- SCHUPP, E.W. 1988. Seed and early seedling predation in the forest understory and in treefall gaps. *Oikos*, 51: 71–78.
- SILVA, D. M. S.; HAY, J. D.; MORAIS, H. C. 1996. Sucesso reprodutivo de *Byrsonima crassa* (Malpighiaceae) após uma queimada em um cerrado de Brasília–DF. Pp. 122 – 127. *In*: H. S. Miranda; C. H. Saito; B. F. S. Dias (eds.). Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga. Brasília, Universidade de Brasília, ECL.

- SILVA JÚNIOR, M. C. 2009. + 100 Árvores do Cerrado – Matas de Galeria: guia de campo/Manoel C. da Silva Júnior & Benedito A. da Silva Pereira – Brasília, Rede de Sementes do Cerrado, p. 228.
- SILVA JÚNIOR, M. C. 2012. 100 Árvores do Cerrado – Sentido Restrito: guia de campo/Manoel Cláudio da Silva Júnior – Brasília, Rede de Sementes do Cerrado, p. 238.
- SIMONS L.H. 1991. Rodent dynamics in relation to fire in the Sonoran desert. *Journal of Mammalogy*, 72: 518–524.
- SOUZA, L.C.D.; SÁ, M.E.; MORAES, S.M.B.; CARVALHO, M.A.C.; SILVA, M.P.; ABRANTES, F.L. 2012. Composição química e nutrientes em sementes das espécies florestais pente de macaco, flor de paca, itaúba, jatobá e murici manso. *Biosci. J.*, Uberlândia, v. 28, n. 3, p. 478-483.
- STONER, K. E.; RIBA-HERNÁNDEZ, P.; VULINEC, K. & LAMBERT, J. E. 2007. The Role of Mammals in Creating and Modifying Seedshadows in Tropical Forests and Some Possible Consequences of Their Elimination. *Biotropica*, 39(3): 316–327.
- TASKER, E. M.; DENHAM, A. J.; TAYLOR, J. E. AND STREVEENS, T. C. 2011. Post-fire seed predation: Does distance to unburnt vegetation matter? *Austral Ecology*, 36, 755–766.
- TURNER, M.G., ROMME, W.H. & TINKER, D.B. 2003. Surprises and lessons from the 1988 Yellowstone fires. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1, 351–358.
- UHL, C. & BUSCHBACHER, R.A. 1985. A disturbing synergism between cattle ranch burning practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. *Biotropica*, 17: 265-268.
- UHL, C.; KAUFFMAN, J.B. & SILVA, E.D. 1990. Os caminhos do fogo na Amazônia. *Ciência Hoje*, 11: 25-32.
- VASCONCELOS, H. L., *et al.* 2009. Dynamics of the leaf-litter arthropod fauna following fire in a neotropical woodland savanna. *PLoS One*, 4:e7762.
- VICENTINI, K. R. C. F. 1993. Análise palinológica de uma vereda em Cromínia - GO. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília.
- VIEIRA, E. M. 1999. Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado. *Journal of Zoology (London)*, 249:75–81.
- VIEIRA, E. M. & BRIANI, D. C. 2013. Short-term effects of fire on small rodents in the Brazilian Cerrado and their relation with feeding habits. *International Journal of Wildland Fire*, 22:1063–1071.
- VIEIRA, E. M.; IOB, G. 2008. Seed predation of *Araucana angustifolia* (Araucariaceae) in the Brazilian Araucaria Forest : influence of deposition site and comparative role of small and large mammals.v. 198, n. 2, p. 185–196.

- VIEIRA, E. M. & J. MARINHO-FILHO. 1998. Pre- and post-fire habitat utilization by rodents of Cerrado from central Brazil. *Biotropica*, 30:491–496.
- VIEIRA, E. M.; PAISE, G. & MACHADO, P. H. D. 2006. Feeding of small rodents on seeds and fruits: a comparative analysis of three rodent species of the Araucaria forest, southern Brazil. *Acta Theriol*, 51:311-318.
- VIEIRA, E. M.; PIZO, M. A. & IZAR, P. 2003. Fruit and seed exploitation by small rodents of the Brazilian Atlantic forest. *Mammalia*, 67:533-539
- WALTER, B.M.T. & RIBEIRO, J.F. 2010. Diversidade fitofisionômica e o papel do fogo no bioma Cerrado. *In*: Miranda, H. S. (org.). Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidade de cerrado: resultados do Projeto Fogo. Brasília: IBAMA, p.59-76.
- WANG, B. C. & SMITH, T. B. 2002. Closing the seed dispersal loop. *TREE*, 17, 379–85.
- WAYNE, S. & RASBAND. 1997. ImageJ. U.S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA: [s.n.].
- WILLIAMS, R., GRIFFITHS, A., AND ALLAN, G. 2002. Fire regimes and biodiversity in the savannas of northern Australia. In 'Flammable Australia: the Fire Regimes and Biodiversity of a Continent'. (Eds R. Bradstock, J. Williams and A. Gill.) p. 281–304. (Cambridge University Press: Cambridge.)
- WILLIAMS, R., MÜLLER, W., WAHREN, C.-H., SETTERFIELD, S., AND CUSACK, J. 2003a. Vegetation. In 'Fire in Tropical Savannas: The Kapalga Experiment'. (Eds A. Andersen, G. Cooke and R. Williams.) p. 79–106. (Springer-Verlag: New York.)
- WOODS, P. 1989. Effects of logging, drought, and fire on structure and composition of tropical forests in Sabah, Malaysia. *Biotropica*, 21: 290-298.
- ZWOLAK, R.; PEARSON, D.E.; ORTEGA, Y.K. & CRONE, E.E. 2010. Fire and mice: seed predation moderates fire's influence on conifer recruitment. *Ecology*, 91, 1124-1131.

ANEXOS



Figura A1 – Exemplo de marca de fogo em tronco de árvore na mata Taquara.



Figura A2 – Exemplo de fotografia de dossel tirada com lente hemisférica.



Figura A3 – Exemplo de fotografia de sub-bosque na posição oeste utilizando anteparo branco.



Figura A4 – Exemplo de fotografia do chão na posição norte



Figura A5 – Gaiola de exclusão parcial fixada no chão com placa de petri de plástico no interior.



Figura A6 – Sementes predadas pelo roedor *H. megacephalus* no experimento em cativeiro. As sementes menores são de *Co. langsdorffii* e as maiores são de *H. courbaril*.