

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA  
INSTITUTO DE BIOLOGIA  
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

RODRIGO CASSIMIRO ROSSI

**Efeitos do fogo sobre aspectos populacionais de *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia,  
Didelphidae)**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

Uberlândia - MG  
2018

RODRIGO CASSIMIRO ROSSI

**Efeitos do fogo sobre aspectos populacionais de *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia, Didelphidae)**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à  
Coordenação do Curso de Ciências Biológicas,  
da Universidade Federal de Uberlândia, para  
obtenção do título de Bacharel em Ciências  
Biológicas.

Homologado pela coordenação do Curso de  
Ciências Biológicas em \_\_/\_\_/\_\_\_\_

UBERLÂNDIA - MG  
2018

## TERMO DE APROVAÇÃO

Efeitos do fogo sobre aspectos populacionais de *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia, Didelphidae)

por

RODRIGO CASSIMIRO ROSSI

Este Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) foi apresentado em 29 de novembro de 2018 como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

---

Dra. Natália Oliveira Leiner  
Orientadora

---

Dra. Celine de Melo  
Membro titular

---

Dra. Natália Mundim Tôrres  
Membro titular

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à minha família, em especial meus pais Eunizia e Ramilo, e minha madrinha, Alzira. Ao tomar a decisão de sair de Conquista/MG, cursar uma graduação e realizar meus sonhos, vocês estiveram do meu lado, incentivaram e me ajudaram a passar por todos os obstáculos encontrados nesta jornada.

Aos integrantes do Laboratório de Ecologia de Mamíferos (LEMA), meus companheiros de campo, em especial à Claire, com quem pude aprender muito e sempre me auxiliou com tudo que precisei.

À minha orientadora, professora Dra. Natália Oliveira Leiner, por ter me acolhido como integrante de seu laboratório (LEMA) e por ter aceitado o desafio de me orientar neste trabalho. Obrigado pela dedicação, paciência e por todo o aprendizado durante esta trajetória.

Ao PET Biologia/UFU e à MinasBio Consultoria Ambiental, dois grupos no qual tive o privilégio de fazer parte durante minha graduação, sou grato por todo aprendizado que me possibilitou amadurecer durante o curso e continuar buscando realizar todos os meus sonhos.

Aos meus amigos Celso Alves, Darllan Vale, Guilherme Fernandes, Jéssica Andrade, Letícia de Fátima e Letícia Novaes. Obrigado pelo auxílio nas campanhas de captura e por terem feito parte da minha graduação, sempre auxiliando no que foi preciso.

Às professoras integrantes da banca, as quais foram exemplo durante minha formação, agradeço por terem aceitado o convite e pela contribuição no meu Trabalho de Conclusão de Curso.

Enfim, a todos os meus familiares, amigos, professores e demais pessoas que por algum motivo contribuíram para minha formação acadêmica.

*“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota”.* (Madre Teresa de Calcutá)

## RESUMO

A variação no tamanho populacional das espécies animais é causada por mudanças nos parâmetros demográficos e de movimento, como a sobrevivência, recrutamento, dispersão e imigração. Distúrbios ambientais, como o fogo, podem influenciar esses parâmetros causando efeitos diretos e indiretos em populações de diferentes espécies. No presente trabalho, avaliamos os efeitos de um incêndio de intensidade moderada sobre os parâmetros populacionais de uma espécie de marsupial semélpara (*Gracilinanus agilis*) em uma área de cerrado *sensu stricto* na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia/MG) entre os anos de 2011 e 2016. Para avaliar a influência direta e indireta da queimada, calculamos a razão sexual de cada período reprodutivo da espécie (cópula e pós-cópula) em cada um dos anos amostrados, estimamos o tamanho populacional através do número mínimo de animais conhecidos vivos (MNKA), estimamos a sobrevivência aparente e a probabilidade de recaptura dos indivíduos mensalmente através do método Cormack-Jolly-Seber no programa MARK 7.1 e utilizamos armadilhas de queda para quantificar a disponibilidade de recursos (artrópodes) no ambiente. Além disso, estimamos a condição corporal dos indivíduos através do índice de massa escalonada e utilizamos um modelo linear generalizado (GLM) para testar o efeito do fogo neste parâmetro. Com exceção do período pós-cópula de 2014 e 2015, a razão sexual na população foi desviada para machos. A flutuação populacional anual apresentou maior quantidade de indivíduos nos meses de junho a agosto e redução a partir de setembro. De acordo com os modelos analisados, o sexo e a condição reprodutiva dos indivíduos influenciam na sobrevivência aparente, probabilidade de recaptura e condição corporal. A disponibilidade de recursos foi maior na estação chuvosa antes do fogo, porém, foi similar entre as estações após a queima, entretanto verificamos que a disponibilidade de recursos não influenciou a condição corporal dos indivíduos. Nossos resultados indicaram que o fogo não exerceu efeitos negativos diretos ou indiretos sobre os parâmetros estudados, entretanto, verificamos que o incêndio exerceu um efeito negativo sutil no recrutamento, através da diminuição do número de fêmeas reprodutivas e de juvenis de *G. agilis* após o fogo na área estudada. Os parâmetros populacionais e a condição corporal foram influenciados pelo sexo e a condição reprodutiva, evidenciando a importância da adoção de uma estratégia reprodutiva semélpara para a espécie. Não existe um padrão entre as respostas de pequenos mamíferos a eventos de fogo, porém, a intensidade do fogo, as características do ambiente e história de vida do organismo são atributos que parecem explicar os efeitos distintos sobre as populações desses animais. Entender os efeitos de distúrbios sobre a dinâmica populacional das espécies animais é crucial para prever como mudanças no regime dos distúrbios podem afetar a biodiversidade.

**Palavras-chave:** Cerrado. Condição corporal. Dinâmica populacional. Semelparidade. Sobrevivência.

## ABSTRACT

The variation in population size of animal species is caused by changes in demographic and movement parameters, such as survival, recruitment, dispersion and immigration. Environmental disturbances, such as fire, can influence these parameters causing direct and indirect effects on populations of different species. In the present study, we evaluated the effects of a fire of moderate intensity on the population parameters of a species of semelparous marsupial (*Gracilinanus agilis*) in an area of cerrado *sensu stricto* in the Estação Ecológica do Panga (Uberlândia/MG) between the years of 2011 and 2016. In order to evaluate the direct and indirect influence of the fire, we calculated the sex ratio of each reproductive period of the species (copula and post-copula) in each of the sampled years, estimating the population size through the minimum number known alive (MNKA), we estimated the apparent survival and likelihood of recapturing the individuals monthly through the Cormack-Jolly-Seber method in the MARK 7.1 program and used fall traps to quantify the resources (arthropods) availability in the environment. In addition, we estimated the body condition of the individuals through the scaled mass index and used a generalized linear model (GLM) to test the fire effect in this parameter. With the exception of the post-copula period of 2014 and 2015, the sex ratio in the population was diverted to males. The annual population fluctuation showed a greater number of individuals in the months of June to August and reduction from September. According to the analyzed models, the sex and the reproductive condition of the individuals influenced the apparent survival, probability of recapture and body condition. The availability of resources was higher in the rainy season before the fire, however, it was similar between the seasons after burning, however, we verified that the availability of resources did not influence the body condition of the individuals. Our results indicated that the fire had no direct or indirect negative effects on the studied parameters, although, we verified that the fire fulfills a subtle negative effect on recruitment, through the reduction of the number of reproductive females and juveniles of *G. agilis* after fire in the studied area. Population parameters and body condition were influenced by sex and reproductive status, evidencing the importance of adopting a semelparous reproduction strategy for the species. There is no pattern between small mammal responses to fire events, but fire intensity, environmental characteristics, and life history of the organism are attributes that seem to explain the distinct effects on the populations of these animals. Understanding the effects of disturbances in the population dynamics of animals species is crucial to predict how changes in the regime of disturbances can affect biodiversity.

**Keywords:** Body condition. Cerrado. Population dynamics. Semelparity. Survival.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>01</b>
1.1. Sistema de estudo.....	03
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>04</b>
2.1. Área de estudo.....	04
2.2. Fogo.....	05
2.3. Coleta de dados.....	05
2.4. Dinâmica populacional e análises estatísticas.....	07
2.5. Disponibilidade de recursos.....	10
<b>3. RESULTADOS.....</b>	<b>11</b>
<b>4. DISCUSSÃO.....</b>	<b>20</b>
<b>5. REFERÊNCIAS.....</b>	<b>26</b>
<b>6. APÊNDICES.....</b>	<b>36</b>

## 1- INTRODUÇÃO

Os ecossistemas são comumente afetados por diversos tipos de distúrbios, como o fogo, que perturba grande parte dos biomas terrestres (BOND & KEELEY, 2005; MCKENZIE et al., 2011). O fogo consome biomassa, altera a diversidade, riqueza de espécies, e a distribuição das populações, conseqüentemente provoca alterações nos ecossistemas em que ocorre (FOX, 1982; ROBERTS et al., 2015). Nas populações animais, as queimadas proporcionam efeitos diretos e indiretos (WHELAN, 1995; HUFF & SMITH, 2000), porém os mecanismos por trás das respostas das diferentes espécies ao fogo ainda são pouco conhecidos (ROBINSON et al. 2013; GRIFFITHS & BROOK, 2014), especialmente no que tange os efeitos indiretos.

Como efeito direto, há um aumento da mortalidade decorrente do contato com as chamas, exposição às altas temperaturas (SMITH et al., 2001) e inalação de fumaça (HOWARD et al., 1959). A temperatura do ar próximo à chama pode atingir 800°C, mas o solo pode funcionar como isolante térmico (KLEIN, 2002), protegendo assim estruturas vegetais e animais que se encontram abaixo da superfície. Dessa maneira, há evidências de que o uso de cavidades pré-existentes no solo pode reduzir as taxas de mortalidade pós-fogo de espécies de pequenos vertebrados, como lagartos, serpentes, anfíbios, roedores e marsupiais, uma vez que estas espécies garantem refúgio e proteção contra o fogo (VITT & CALDWELL, 1993; VIEIRA & MARINHO-FILHO, 1998; LEITE, 2007).

Por outro lado, os efeitos indiretos do fogo geralmente são tardios, e se relacionam principalmente com as mudanças na vegetação, as quais afetam a disponibilidade e qualidade de recursos, tais como alimentos e abrigos (FOX, 1982; CONVERSE et al., 2006). Em ambientes campestres ou savânicos, o fogo pode consumir até 97% da biomassa vegetal (KAUFFMAN et al., 1994), ocasionando uma redução na condição corporal dos animais que utilizam esse recurso alimentar (FORDYCE et al., 2015). A condição corporal está relacionada ao *fitness* do indivíduo (SUTHERLAND et al., 2004), sendo uma medida de *status* nutricional relacionada com as reservas de energia, como gorduras e proteínas (KREBS & SINGLETON, 1993). Desta forma, medidas de condição corporal podem funcionar como uma ferramenta eficiente na avaliação da qualidade do hábitat e seu estado de preservação (MØLLER & ERRITZØE, 2003; COSTA & MACEDO, 2005).

Além disso, outros efeitos indiretos atuam sobre pressões competitivas ao prejudicar ou beneficiar populações, como evidenciado por Cavalcanti & Alves (1997)

que concluíram que a diminuição de recursos ocasionada pelo fogo pode favorecer a extinção local de espécies de aves especialistas, em contrapartida pouco seria o efeito sobre as espécies generalistas. As mudanças físicas no hábitat podem aumentar a predação de animais que se camuflavam na vegetação, pois estes ficarão mais expostos aos seus predadores naturais (SILVEIRA et al., 1999). A abundância de artrópodes é negativamente impactada pela queima (COLEMAN & RIESKE, 2006), e a diminuição da vegetação, e conseqüentemente das áreas sombreadas, prejudica algumas espécies de lagartos (FARIA et al., 2004).

Apesar da maioria dos estudos evidenciarem os efeitos negativos, tanto diretos quanto indiretos, das queimadas sobre as populações animais, evidências na direção oposta também já foram encontradas. O fogo pode estimular a floração de espécies vegetais, favorecendo a recolonização de insetos consumidores ou visitantes florais (PRADA et al., 1995). A rebrota da vegetação e o conseqüente aumento da abundância de insetos favorecem a recolonização da área por espécies onívoras, como lagartos, anfíbios e pequenos mamíferos (PRADA et al., 1995; RODRIGUES, 1996).

O comportamento, a morfologia e a história de vida são características sugeridas para explicar o porquê algumas espécies são mais afetadas pelos incêndios do que outras (VASCONCELOS et al., 2009; ROBINSON et al. 2013). Ao analisar populações de pequenos mamíferos, Kaufman et al. (1990) categorizaram as populações de acordo com suas respostas numéricas ao fogo. São positivas para o fogo, as populações que aumentam em quantidade numérica após o evento de queima e, negativas ao fogo aquelas que diminuem após a perturbação. Embora a resposta neutra seja raramente observada, já foi documentada para populações de *Sorex cinereus* (TESTER & MARSHALL, 1961) e *Zapus hudsonius* (SPRINGER & SCHRAMM, 1972).

Os pequenos mamíferos constituem um importante grupo taxonômico para realização de estudos relacionados com a degradação dos ambientes naturais, devido ao seu relevante papel ecológico nos ecossistemas (MAGNUSSON & SANAIOTTI, 1987; MALCOLM, 1997). Esses animais são importantes nos processos de sucessão dos ecossistemas, atuando como dispersores de sementes, controlando as populações de insetos, e servindo de alimento para diversos carnívoros (MAGNUSSON & SANAIOTTI, 1987; LAMBERT et al., 2005; LEINER & SILVA, 2007). Apesar do relevante papel ecológico deste grupo, pouco conhecemos sobre os efeitos das queimadas em populações de pequenos mamíferos e as diferentes respostas numéricas ao fogo, especialmente nos pequenos mamíferos que ocorrem no Brasil. Um melhor

entendimento desses efeitos e da relação entre a mudança na qualidade do ambiente e o comportamento e dinâmica populacional dos animais é importante, pois aumenta nossa capacidade de prever as respostas das diferentes espécies às mudanças na paisagem (KNOWLTON & GRAHAM, 2010).

### 1.1 - Sistema de estudo

Assim como na África, na América do Sul também existem savanas tropicais, sendo a maior delas encontrada no Brasil e conhecida como Cerrado (MYERS et al., 2000). Esse bioma possui uma grande heterogeneidade de paisagens, ocasionando uma diversidade de fitofisionomias (OLIVEIRA-FILHO & RATTER, 2002). Apresenta duas estações bem definidas, uma quente e úmida de outubro a março, e uma estação seca e fria de abril a setembro (EITEN, 1972). A estação seca favorece um acúmulo de biomassa, criando condições propícias à queima (KLEIN, 2002) e favorecendo a ocorrência de incêndios nesse bioma (VIEIRA & MARINHO-FILHO, 1998), sobretudo na transição das estações seca-chuvosa, onde os incêndios causados por ações antrópicas, ou até mesmo os naturais provocados por raios são mais frequentes (COUTINHO, 1978). Devido à frequência constante do fogo no Cerrado, as espécies vegetais desenvolveram adaptações morfológicas e fisiológicas (BOND & WILGEN, 1996), enquanto a fauna parece ser resiliente ao fogo, já que registros de extinções locais de espécies animais são raros (FRIZZO et al., 2011). As queimadas no Cerrado podem causar mudanças na riqueza de espécies da comunidade, através da queima de espécies lenhosas, favorecendo as espécies arbustivas (MOREIRA, 2000).

O Cerrado abriga uma importante diversidade florística (RATTER et al., 2000) e faunística (MARINHO-FILHO et al., 2002), com um alto grau de endemismo (GIULIETTI et al., 2000). Dentre os mamíferos, foram registradas 195 espécies, sendo 18 endêmicas desse bioma (BRASIL, 2003). Estimativas apontam que esse número pode ser ainda maior, principalmente nas quatro ordens mais diversificadas: Rodentia, Didelphimorphia, Chiroptera e Primates (REIS et al., 2006). Carmignotto et al. (2012) reconhecem 12 gêneros e 23 espécies da ordem Didelphimorphia com ocorrência no Cerrado, sendo duas espécies endêmicas: *Monodelphis umbristriata* (A. de Miranda-Ribeiro 1936) e *Thylamys velutinus* (Wagner 1842).

*Gracilinanus agilis* (Burmeister 1854) é um marsupial de pequeno porte (20-45g os adultos), cuja ocorrência no Brasil está associada às formações florestais típicas do Cerrado, como matas de galeria e cerradão, mas também pode ser encontrado em campo úmido e cerrado *sensu stricto* (EMMONS & FEER, 1990; ROSSI et al., 2006).

Apresenta dimorfismo sexual de tamanho, sendo os machos maiores que as fêmeas (LOPES, 2014). Os indivíduos apresentam hábitos noturnos (EMMONS & FEER, 1990) e são predominantemente arborícolas (VIEIRA, 2006). A espécie é onívora, consumindo frutos e principalmente pequenos artrópodes, os quais totalizam cerca de 80% dos alimentos ingeridos (LESSA & COSTA, 2010; LAMBERTO, 2011).

De acordo com Lopes (2014), os machos de *G. agilis* apresentam área de movimento (média= 0,4 ha) duas vezes maior que as fêmeas. Dados de uso do espaço indicam que a espécie apresenta sistema de acasalamento poligínico ou promíscuo, como outros marsupiais (CROFT & EISENBERG, 2006). De fato, a área de movimento dos machos é sobreposta com outros machos e com a das fêmeas, enquanto não há sobreposição de área utilizada pelas fêmeas no período reprodutivo, sugerindo a adoção de uma estratégia territorial nesse período (LOPES, 2014). A reprodução dos indivíduos é sincronizada, se iniciando no final de julho. Tanto machos quanto fêmeas participam de apenas um período reprodutivo, caracterizando uma estratégia reprodutiva semélpara (LOPES & LEINER, 2015). Porém, assim como ocorre em outros didelfídeos (MARTINS et al., 2006; LEINER et al., 2008), os machos adultos desaparecem da população logo após o período de cópulas (entre outubro e dezembro), enquanto as fêmeas podem ter mais de uma ninhada no mesmo evento reprodutivo (LOPES & LEINER, 2015). Após o desmame dos filhotes, as fêmeas também desaparecem da população (entre janeiro e março).

Com objetivo de avaliar o efeito do fogo sobre a dinâmica populacional do marsupial *Gracilinanus agilis* no Cerrado, as seguintes hipóteses foram testadas: I) o fogo afeta negativamente os parâmetros populacionais de *G. agilis*, tais como sobrevivência e tamanho populacional; II) assumindo que há uma redução na disponibilidade de alimentos e na alteração na estrutura da vegetação decorrente do fogo, esperamos que haja redução na condição corpórea dos indivíduos da população após o evento de fogo.

## **2- MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 - Área de estudo**

O presente trabalho foi realizado na Estação Ecológica do Panga (EEP, 19°10' S, 48°23' W), uma área de Cerrado que abriga diversas fitofisionomias e possui 403,85 hectares, localizada no município de Uberlândia/MG (CARDOSO et al., 2009). A região é caracterizada por um clima subtropical com duas estações bem definidas: um

inverno seco (abril a setembro) e um verão chuvoso (outubro a março) (EITEN, 1972). A temperatura média anual é de 22,4°C e a precipitação anual média é de 1584 mm (BONIFACIO et al., 2015).

A área de estudo na Estação Ecológica do Panga é caracterizada de acordo com Ribeiro & Walter (1998) como cerrado *sensu stricto*. Além disso, o estrato arbóreo dessas áreas possui predominância de indivíduos relativamente baixos, ramificados e tortuosos (CARDOSO et al., 2009).

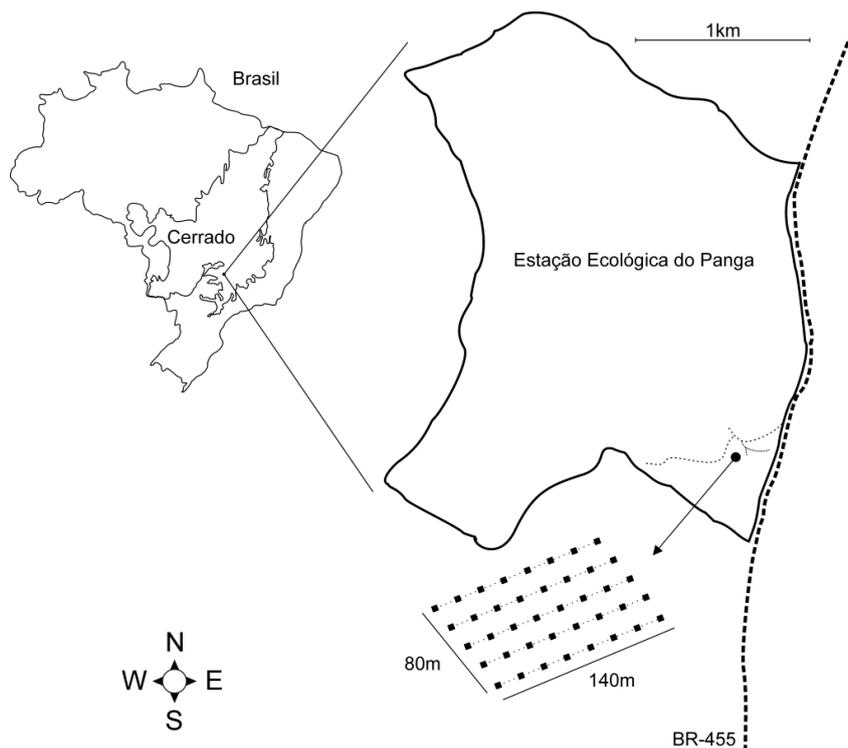
## **2.2 Fogo**

Embora a Estação Ecológica do Panga não utilize um programa de incêndios prescritos, em decorrência das atividades antrópicas do entorno, incêndios ocasionalmente atingem a reserva (VASCONCELOS et al., 2009). Desde a criação da reserva (1986), a EEP foi parcialmente queimada em 1992, 2003 e 2006. Em outubro de 2014, outro incêndio acidental atingiu a Estação Ecológica do Panga. O fogo durou cerca de três dias e queimou aproximadamente 30% (cerca de 100 hectares) da vegetação da reserva. O total da área queimada, incluindo remanescentes de vegetação fora da Estação Ecológica, foi de quase 400 hectares (dados do Corpo de Bombeiros de Uberlândia). Apesar da duração do incêndio, o evento pode ser considerado moderado, uma vez que o foco se restringiu à vegetação mais rasteira e a algumas fitofisionomias da Reserva, como o cerrado *sensu stricto*. A existência de um estudo de longo prazo da demografia de *G. agilis* (desde janeiro de 2011) e a ocorrência do fogo, que atingiu 50% da grade de capturas dos nossos estudos (dois transectos e meio), permitiu avaliar os efeitos do fogo sobre a dinâmica populacional dessa espécie através de um procedimento “antes x depois” (WHELAN, 1995). A primeira campanha após o fogo foi realizada 15 dias depois do evento, e pudemos observar árvores de grande porte chamuscadas e a perda da vegetação rasteira. Assim como acontece com outros estudos envolvendo distúrbios imprevisíveis (ISAAC et al., 2007), temos que levar em conta as limitações da ausência de réplicas espaciais e temporais da área queimada e de áreas controle não-queimadas.

## **2.3 Coleta de dados**

A coleta de dados ocorreu entre janeiro de 2011 e março de 2016, através de campanhas mensais de captura dos indivíduos (método captura-marcação-recaptura) com armadilhas do tipo Sherman de dois tamanhos distintos (12,0cm x 10,0cm x 37,5cm e 9,0cm x 8,0cm x 23,5cm). Cada campanha de captura teve duração de quatro noites consecutivas, utilizando 80 armadilhas distribuídas em cinco transectos distantes

20 metros uns dos outros. A área total da grade de capturas foi de 1,12 hectares, onde cada um dos cinco transectos foi delimitado por oito pontos de amostragem equidistantes 20 metros (**Figura 1**). Em cada ponto de amostragem foram colocadas duas armadilhas, uma no solo e outra no sub-bosque (1-2 metros de altura), sendo esta última fixada com fita crepe hospitalar. A isca utilizada nas armadilhas para atração dos animais foi composta de uma mistura de paçoca, banana, aveia e bacon (PINHEIRO et al., 2002; LOPES & LEINER, 2015).



**Figura 1** - Localização de Uberlândia/MG no bioma Cerrado, em destaque a área de estudo na Estação Ecológica do Panga (EEP) e a grade de captura. Os quadrados representam as estações de captura, equidistantes 20 metros.

Os animais capturados foram marcados com brincos numerados na orelha esquerda e tiveram os dados de sexo e condição reprodutiva registrada, conforme Pinheiro et al. (2002). O sexo foi determinado através da observação de bolsa escrotal em machos e pela análise da genitália, enquanto a condição reprodutiva foi registrada conforme a posição dos testículos (abdominal ou descido) para machos, e análise da genitália (vagina fechada ou aberta) e presença ou ausência de tetas inchadas para fêmeas. Os indivíduos foram pesados e tiveram suas medidas biométricas aferidas (comprimento da cabeça, corpo, cauda, tibia esquerda, pata esquerda, largura e altura da orelha esquerda, e largura e altura dos testículos quando animal do sexo masculino) com paquímetro digital.

A classe etária foi determinada conforme Macedo et al. (2006), baseando-se no último molar funcional da arcada dentária superior. Os indivíduos capturados foram categorizados em quatro classes de idade, sendo: i) filhotes lactentes, os quais não se pode examinar a dentição; ii) juvenis, indivíduos sexualmente imaturos que apresentam apenas o primeiro ( $M^1$ ) ou o segundo ( $M^2$ ) molar superior funcional; iii) sub-adultos, indivíduos sexualmente ativos apresentando o terceiro molar ( $M^3$ ) superior funcional; iv) adultos, animais sexualmente ativos apresentando a dentição completa (quatro molares superiores funcionais).

#### **2.4 - Dinâmica populacional e análises estatísticas**

Dividimos os dados do estudo em três fases: antes do fogo (janeiro de 2011 a setembro de 2014), pós-fogo imediato (outubro de 2014 a março de 2015), e pós-fogo tardio (abril de 2015 a março de 2016). Parâmetros populacionais, como tamanho populacional, sobrevivência aparente e probabilidade de recaptura foram avaliados mensalmente em cada um dos períodos estudados. Já a razão sexual foi avaliada nos períodos de cópula e pós-cópula de cada ano.

Analizamos a razão sexual da população de *G. agilis* usando apenas os dados de indivíduos adultos, maduros sexualmente, considerando cada indivíduo uma única vez em cada período reprodutivo (cópula e pós-cópula), ou seja, excluindo eventuais recapturas nesses períodos. Seguimos o proposto por Kvarnemo e Ahnesjö (1996) utilizando a seguinte fórmula:  $n^\circ$  de machos reprodutivos/ $n^\circ$  total de machos e fêmeas reprodutivos. Analizamos nossos dados através do teste do qui-quadrado de aderência (proporções esperadas iguais) com correção de Yates (ZAR, 1999) no programa BioEstat 5.0. Não calculamos a razão sexual para o ano de 2016, pois somente os primeiros três meses foram amostrados.

Através do número mínimo de animais conhecidos vivos (MNKA) (KREBS, 1966), estimamos mensalmente a abundância de indivíduos da população no local estudado. O pressuposto deste método assume que a população seja fechada durante as campanhas mensais de captura, ou seja, que no período estudado não ocorra nascimentos, mortes, emigração e imigração (FERNANDEZ, 1995). O MNKA é estimado através da somatória de dois fatores:  $n_i$ , o número de indivíduos capturados no tempo  $i$ ;  $z_i$ , número de indivíduos marcados antes do tempo  $i$ , que não foram capturados neste tempo, mas capturados antes e depois de  $i$  (KREBS, 1966).

Para analisar a condição corporal dos indivíduos da população, utilizamos o índice de massa escalonada (IMC) proposto por Peig & Green (2009). Esse índice é

considerado uma medida adequada das reservas energéticas e da saúde dos pequenos mamíferos, estando diretamente correlacionado com a aptidão dos indivíduos (PEIG & GREEN, 2009, 2010). O IMC produz valores individuais de massa corporal, levando em conta um ajuste alométrico entre massa corporal e uma medida morfométrica, de maneira que os valores de massa corporal são independentes do tamanho do corpo dos indivíduos e podem ser comparados entre os indivíduos da população. A medida morfométrica escolhida deve ser aquela que apresenta maior correlação com massa corporal (no nosso caso, comprimento do corpo:  $r = 0.50$  e  $p < 0,0001$ ). Sendo assim, o índice de massa escalonada da condição corporal foi calculado utilizando a seguinte fórmula:

$$\hat{M}_i = M_i \left[ \frac{L_0}{L_i} \right]^{b_{SMA}}$$

onde  $M_i$  e  $L_i$  são a massa corporal e o comprimento do corpo, respectivamente;  $b_{SMA}$  representa o expoente escalonado, dado pelo coeficiente de regressão modelo II do eixo maior padronizado para os logaritmos da massa corporal e do comprimento do corpo;  $L_0$  é a média aritmética do comprimento do corpo da população estudada;  $\hat{M}_i$  é a massa corporal do indivíduo  $i$  quando a medida linear do corpo é padronizada para  $L_0$ . Utilizamos o software RMA para calcular o IMC (BOHONAK & VAN DER LINDE, 2004).

Para o cálculo do IMC, consideramos apenas os dados de indivíduos subadultos e adultos (massa corporal igual ou maior que 20 gramas). Além disso, como a condição corporal varia ao longo do tempo e em função de eventos reprodutivos, calculamos o IMC anualmente para cada um dos períodos reprodutivos (não reprodutivo, cópula, pós-cópula) e utilizamos o valor médio de massa corporal dos indivíduos com mais de uma captura no mesmo período reprodutivo para obter as estimativas de condição corporal.

A sobrevivência aparente e a probabilidade de recaptura dos indivíduos da população de *G. agilis* analisada foram estimadas mensalmente para cada sexo, utilizando o método de Cormack-Jolly-Seber (CJS) através do programa MARK 7.1 (WHITE & BURNHAM, 1999). Assim como nos demais modelos de populações abertas, somente a sobrevivência aparente pode ser estimada, já que a emigração dos indivíduos da população não pode ser distinguida da mortalidade (LEBRETON et al., 1992).

Um total de 36 modelos foi construído, a partir de um modelo global maior com interação entre sexo e tempo  $\{\phi(\text{tempo}*\text{sexo}) p(\text{tempo}*\text{sexo})\}$ . Fatores como fogo (considerando os 3 períodos: antes do fogo, pós-fogo imediato e pós-fogo tardio) e condição reprodutiva (indivíduos não reprodutivos, fase de cópula e fase pós-cópula) foram incluídos nos modelos como restrições temporais. Delimitamos a condição reprodutiva de forma diferente entre os sexos, com exceção do período de cópula (julho-setembro para ambos os sexos). Para machos, o período pós-cópula englobou os meses de outubro a dezembro, pois os machos adultos desaparecem da população a partir de dezembro e em janeiro já são encontrados juvenis na população (LOPES & LEINER, 2015). Em contrapartida, as fêmeas cuidam de suas ninhadas entre outubro e janeiro (LOPES & LEINER, 2015). As fêmeas juvenis encontradas em janeiro não foram incluídas na análise de dados do pós-cópula. Dessa forma, o período entre fevereiro e junho foi considerado como período não reprodutivo para as fêmeas, e janeiro a junho para machos.

Antes da seleção de modelos, a dispersão e o ajuste dos dados às premissas do modelo de CJS foram avaliados através de um procedimento de bootstrap baseado em 1000 simulações, obtendo assim uma estimativa do fator de inflação da variância ( $\hat{c}$ ) no programa MARK 7.1. Em caso de ajuste não satisfatório por sobre-dispersão, o critério de informação de Akaike deve ser corrigido pelo fator de inflação da variância ( $\hat{c}$ ) (LEBRETON et al. 1992), o qual é baseado em uma estimativa de quase-verossimilhança, sendo, portanto, chamado de quase-critério de informação de Akaike (QAICc). O desempenho dos modelos foi comparado utilizando o critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas (AICc) (BURNHAM & ANDERSON, 2002). No geral, modelos com diferença igual ou inferior a 2 do modelo melhor ranqueado são considerados igualmente plausíveis (BURNHAM & ANDERSON, 2002). Além desse critério, levamos em conta também o peso do Akaike de cada um dos modelos.

Para testar o efeito do fogo sobre o índice de massa escalonada dos indivíduos, rodamos um modelo linear generalizado (GLM) no ambiente R. Doze modelos foram construídos e ajustados usando uma distribuição inversa de Gauss. Entre as variáveis categóricas preditoras incluídas nos modelos, estão os períodos do fogo (considerando antes e após), sexo e condição reprodutiva dos indivíduos (cópula e pós-cópula). Efeitos aditivos e interações entre as variáveis também foram testadas. A seleção de modelos foi baseada no critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas

(AICc) (BURNHAM & ANDERSON, 2002), e foi realizada no pacote AICcmodavg no ambiente R.

## 2.5 - Disponibilidade de recursos

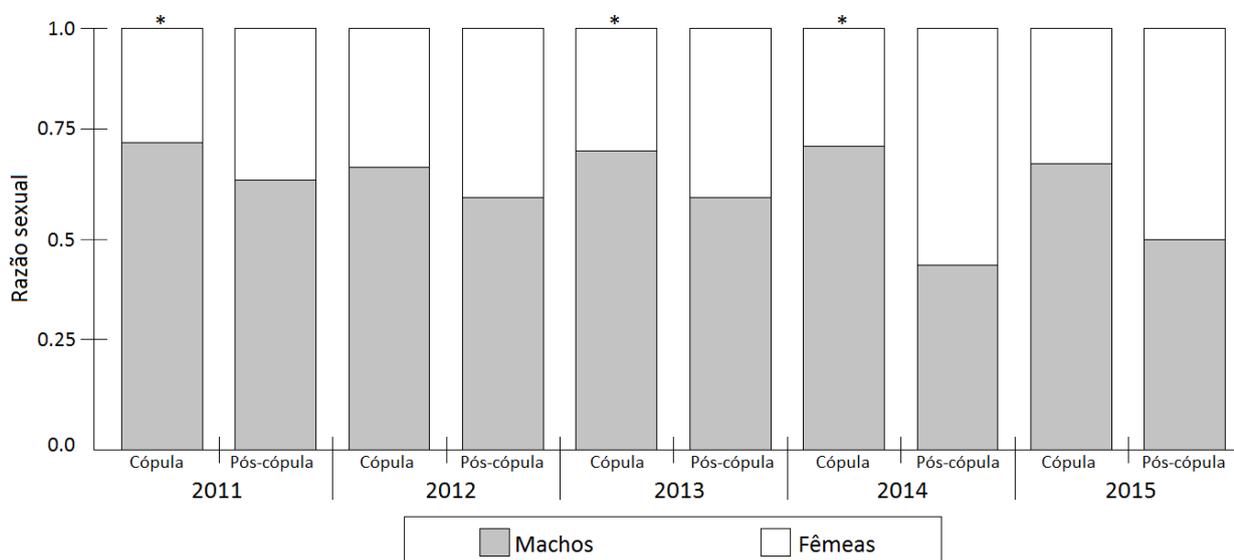
Como os artrópodes constituem cerca de 80% da dieta consumida pela espécie estudada (LESSA & COSTA, 2010; LAMBERTO, 2011), avaliamos a disponibilidade de artrópodes como medida de disponibilidade de recursos. Dessa maneira, a disponibilidade de recursos foi avaliada em um período pré-fogo (fevereiro de 2011 a abril de 2013), como parte de um estudo paralelo, e em um período pós-fogo (entre abril de 2015 e março de 2016). A avaliação foi realizada simultaneamente às campanhas mensais de captura, sendo colocada uma armadilha de queda ao nível do solo em cada ponto de captura nos cinco transectos. As armadilhas consistiam em recipientes de 200 cm<sup>3</sup> enterrados com as bordas ao nível do solo e contendo álcool 70% e algumas gotas de detergente para reduzir a tensão superficial da água. As armadilhas ficaram 72 h expostas no local, e após isso, foram retiradas e levadas ao Laboratório de Ecologia de Mamíferos (LEMA) da Universidade Federal de Uberlândia (UFU) para triagem do material coletado. Os artrópodes foram secos em temperatura ambiente (25° C) por sete dias, em bandejas plásticas protegidas com tecido para evitar o contato de insetos e deterioração do material. Por fim, utilizamos uma balança eletrônica de precisão (três casas decimais) para calcular a biomassa seca (g) dos artrópodes em cada um dos meses supracitados. Dada a flutuação no número total de armadilhas de queda utilizadas em diferentes períodos do estudo, padronizamos as medidas dividindo a biomassa mensal (g) pelo número de armadilhas utilizadas.

Para testar a premissa da redução da disponibilidade de recursos no ambiente após o evento de fogo, realizamos uma análise de variância fatorial, considerando a disponibilidade de artrópodes nas estações seca e chuvosa (um fator) e no período antes e depois do fogo (outro fator). Os dados de disponibilidade de artrópodes foram transformados (log) para atender as premissas da ANOVA. A medida de disponibilidade de artrópodes utilizada foi a biomassa de artrópodes (em g) padronizada pelo número de armadilhas de queda utilizadas em cada mês, uma vez que houve variação nesses valores devido ao evento de fogo. Além disso, testamos o efeito da disponibilidade de recursos no ambiente sobre a condição corporal dos indivíduos de *G. agilis*, separadamente para machos e fêmeas, uma vez que há dimorfismo sexual de tamanho (LOPES & LEINER, 2015). Para tal, realizamos regressões lineares, em que o

índice de massa escalonada foi a variável dependente e a disponibilidade de artrópodes a variável independente.

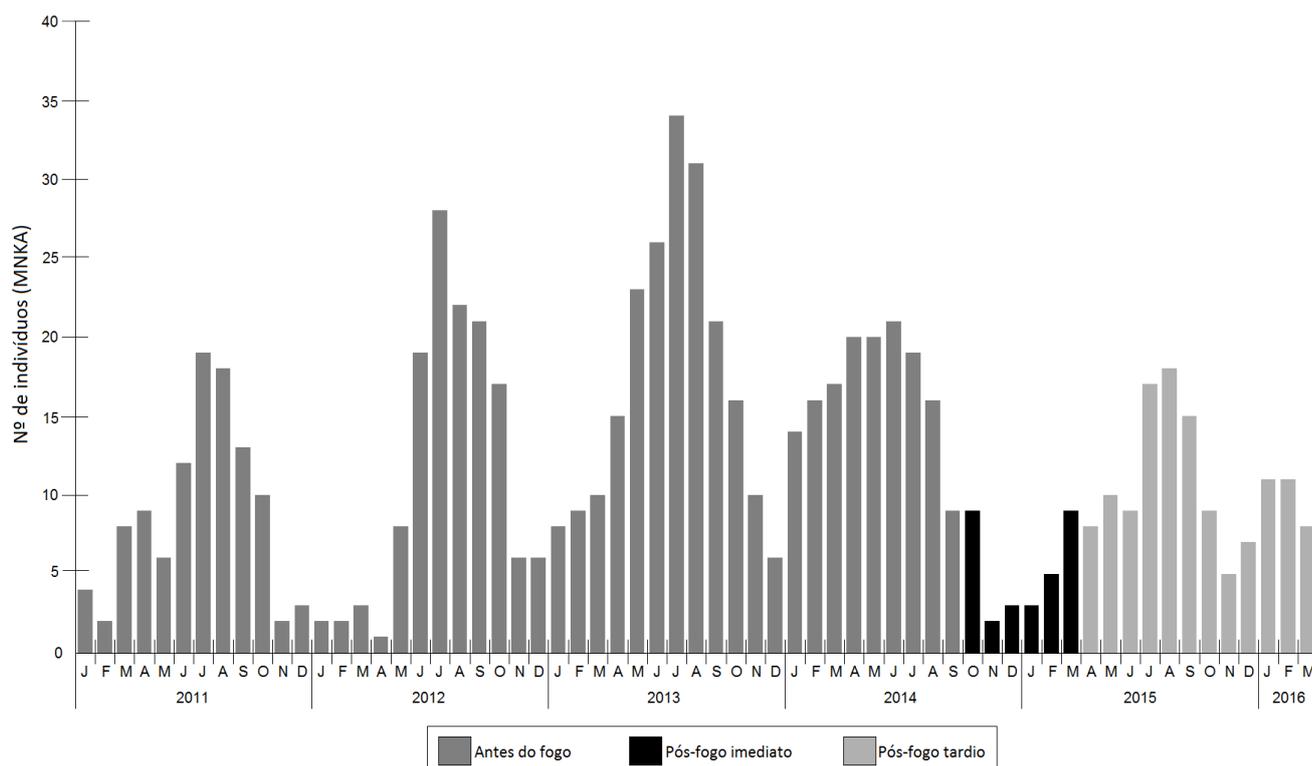
### 3- RESULTADOS

A razão sexual da população no período de cópula dos anos de 2011 (razão sexual: 0.73), 2013 (0.71) e 2014 (0.72) foi significativamente desviada a favor dos machos, não concordando com a proporção esperada de 50% para cada sexo (**Figura 2**). Com exceção do período pós-cópula de 2014 (0,56 a favor das fêmeas) e 2015 (0,5 para ambos os sexos), os demais períodos analisados apresentaram maior número de indivíduos machos, mesmo não ocorrendo desvio significativo na razão sexual.



**Figura 2** - Razão sexual nos períodos de cópula e pós-cópula da população de *G. agilis* na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia/MG) entre 2011 e 2015. \* indica os períodos em que houve desvio significativo.

Durante todo o período estudado (janeiro de 2011 a março de 2016), capturamos um total de 238 indivíduos de *Gracilinanus agilis*, sendo 169 machos e 69 fêmeas. Verificamos que o tamanho populacional flutuou entre 1 e 34 indivíduos ao longo dos meses em cada ano, sendo que para todos os anos analisados, o período de junho a setembro apresentou maior quantidade de indivíduos (**Figura 3**). Os anos de 2013 e 2014 (antes do fogo) foram os que apresentaram maior abundância média de indivíduos na população, enquanto os anos de 2011 (antes do fogo) e 2015 (após o fogo) apresentaram menor tamanho populacional.

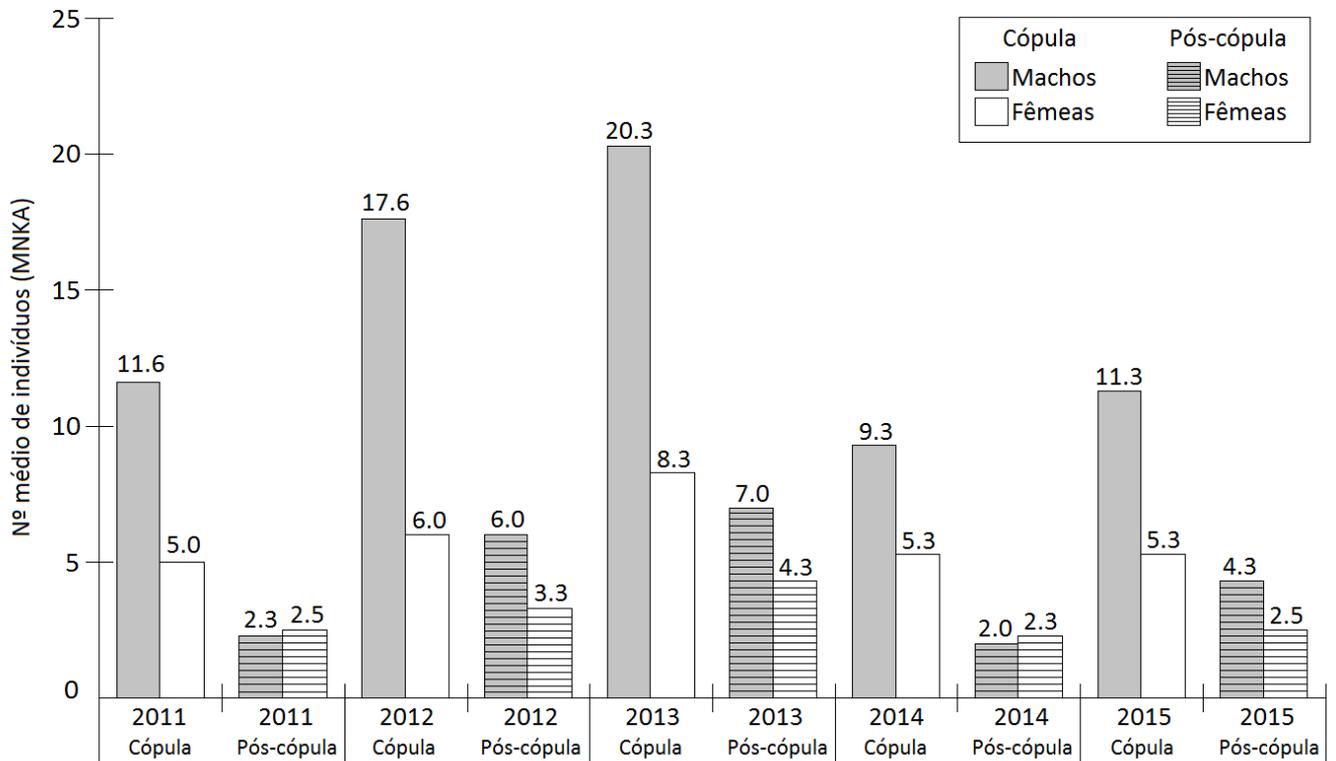


**Figura 3** - Variação no tamanho populacional de *G. agilis* estimada pelo MNKA, entre 2011 e 2016, na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia/MG).

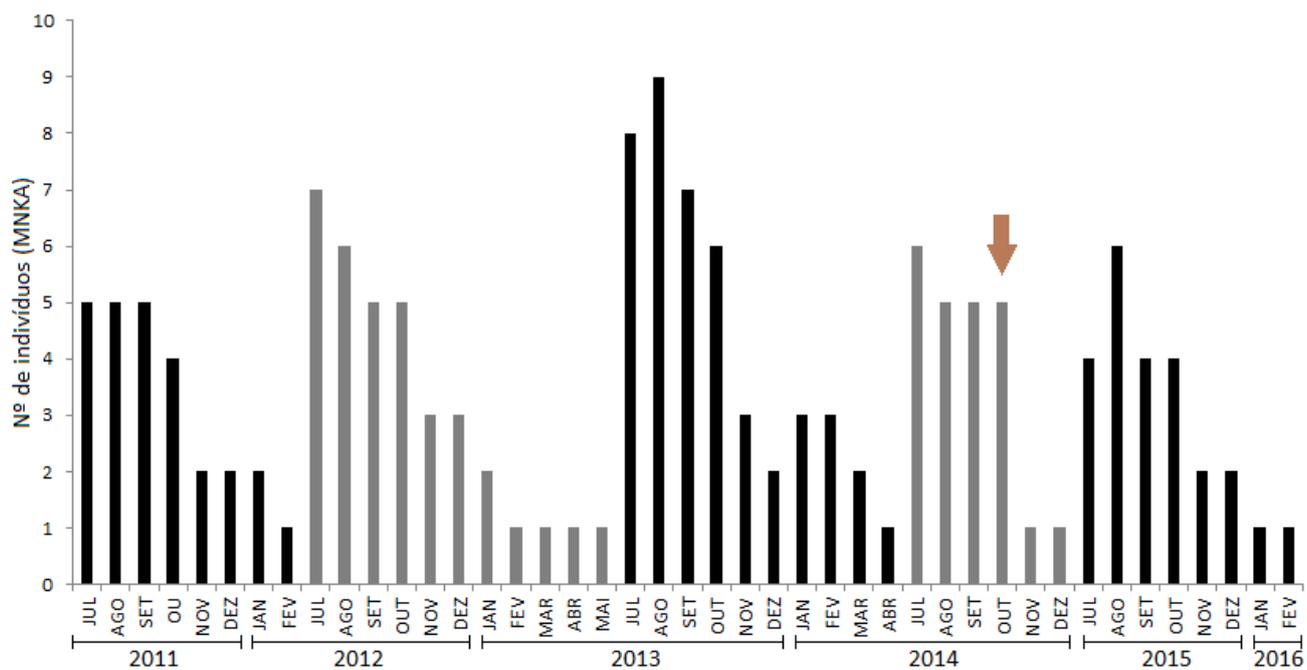
Em todos os anos estudados, houve uma redução do tamanho populacional a partir de setembro, quando se inicia o período pós-cópula dos machos. Aparentemente, essa redução parece estar ligada à elevada mortalidade pós-cópula dos machos, entre outubro e dezembro. De fato, a **Figura 4** indica que essa redução ocorre de maneira semelhante em todos os anos, independente do evento do fogo, que ocorre na transição entre os períodos de cópula e pós-cópula em 2014. Já para as fêmeas, a queda no número de indivíduos não é tão acentuada, devido ao investimento materno em lactação e cuidado com a prole, que torna as fêmeas mais longevas. Entretanto, ao analisarmos o padrão anual das fêmeas reprodutivas, verificamos uma redução antecipada no número e na probabilidade de recaptura das fêmeas reprodutivas após o evento do fogo (**Figura 5a**). Após a queda no número de indivíduos da população, há um reinício no crescimento entre os meses de janeiro e fevereiro em virtude da entrada dos juvenis na população, porém, a população só atinge valores máximos na época de cópula (julho – setembro), momento que esses indivíduos já são adultos (**Figura 3**).

Utilizando o MNKA, comparamos o número de fêmeas adultas reprodutivas na população com os indivíduos não reprodutivos dos anos seguintes. Essa comparação permitiu observar que no ano do fogo (2014), o menor número de fêmeas reprodutivas

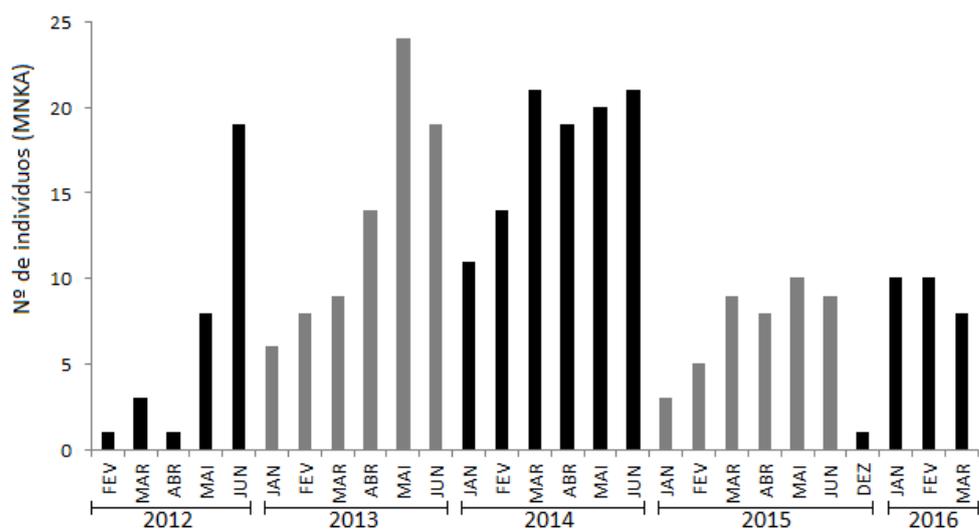
parece ter refletido na geração seguinte, através do menor número de indivíduos juvenis em 2015 (Figuras 5b e 6).



**Figura 4** - Número médio de indivíduos (MNKA) de *G. agilis* (machos e fêmeas), nos períodos de cópula e pós-cópula, entre 2011 e 2015, na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia/MG).

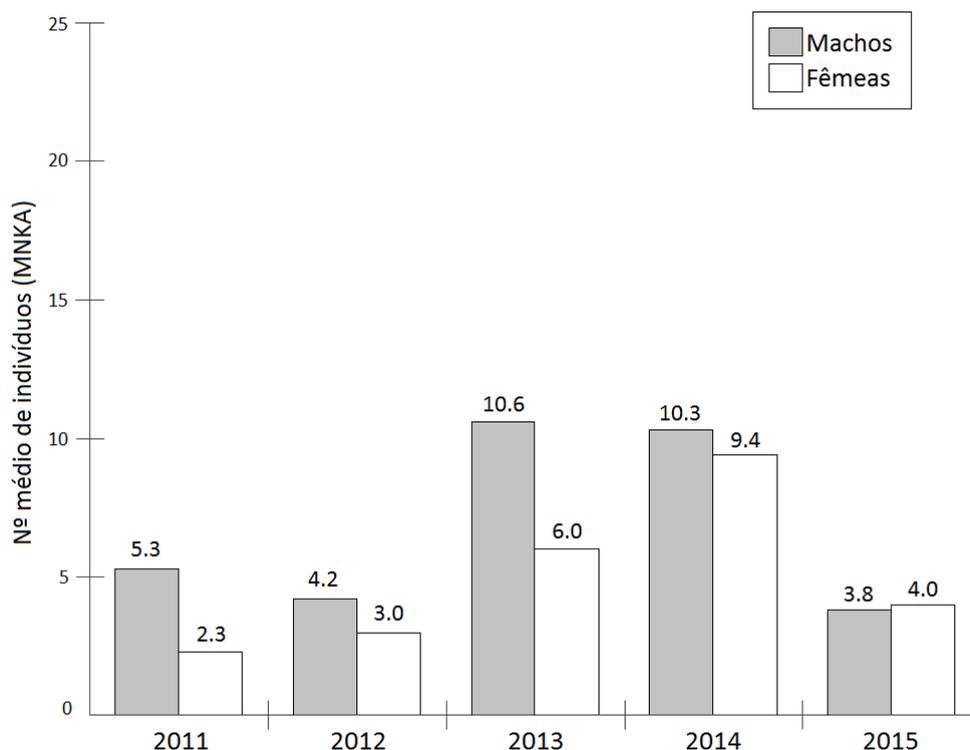


a)



b)

**Figura 5 - a)** Número de fêmeas adultas reprodutivas (MNKA) por mês em cada ano do estudo, e **b)** número de indivíduos juvenis não reprodutivos (MNKA) entre 2011 e 2016 na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia/MG). A seta indica o mês de ocorrência do incêndio na área estudada. Em 2016 só foram amostrados os primeiros três meses.



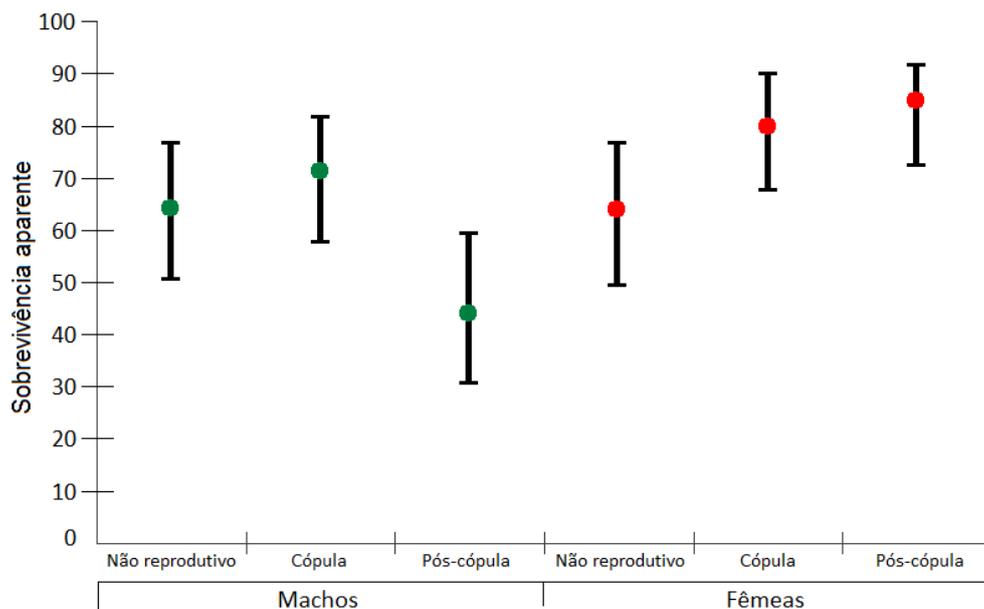
**Figura 6** - Número médio de indivíduos (MNKA) juvenis não reprodutivos de *G. agilis* (machos e fêmeas), entre 2011 e 2015, na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia/MG).

As simulações da adequação dos modelos usando o método bootstrap sugerem que nossos dados apresentam sobre-dispersão ( $\hat{c}_{\text{bootstrap}} = 2.93$ ), indicando uma violação moderada (MCMAHON et al., 2008) na suposição de que todos os indivíduos apresentam similaridade na probabilidade de recaptura e sobrevivência aparente. Para realizar a correção em nossa análise, ajustamos o valor de  $\hat{c}_{\text{padrão}}$  (1.00) para  $\hat{c}_{\text{ajustado}}$  de 2.93 em todas as análises.

Os modelos selecionados indicam que a sobrevivência aparente varia de acordo com o efeito conjunto (aditivo) de sexo e condição reprodutiva, enquanto o período de tempo (antes do fogo, pós-fogo imediato e pós-fogo tardio) não afetou tais valores (ver **Tabela 1**). De maneira geral, as fêmeas apresentaram maior sobrevivência aparente do que os machos, porém ambos os sexos seguiram um padrão de maior sobrevivência aparente durante o período de cópula. No período pós-cópula os machos apresentaram valores reduzidos, enquanto as fêmeas apresentaram sobrevivência aparente semelhante à condição cópula. Indivíduos não reprodutivos (juvenis e subadultos) apresentaram valores intermediários (**Figura 7**). De fato, os dois melhores modelos, que juntos representam um peso de evidência de 0.48, suportam a atuação de tais fatores sobre a sobrevivência aparente.

**Tabela 1:** Resultado da seleção de modelos Cormack-Jolly-Seber para populações abertas, considerando os efeitos de fogo, condição reprodutiva, sexo e tempo sobre as probabilidades de recaptura ( $p$ ) e sobrevivência aparente ( $\phi$ ) de *G. agilis* na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia/MG) entre 2011 e 2016. Apenas os 10 primeiros modelos (total de 36 – Apêndice 1) são mostrados.  $k$  = número de parâmetros, QAICc = Quase-critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas;  $\Delta$ AICc = diferença entre QAICc de um modelo e o modelo melhor ranqueado;  $w$ QAICc = peso do QAICc, e Q-deviance = quase-deviance (função desvio do modelo baseado na log-verossimilhança). Os modelos mais parcimoniosos bem ranqueados são mostrados no topo ( $\Delta$ AICc < 2.00). g= sexo; rep= condição reprodutiva; fire= fogo.

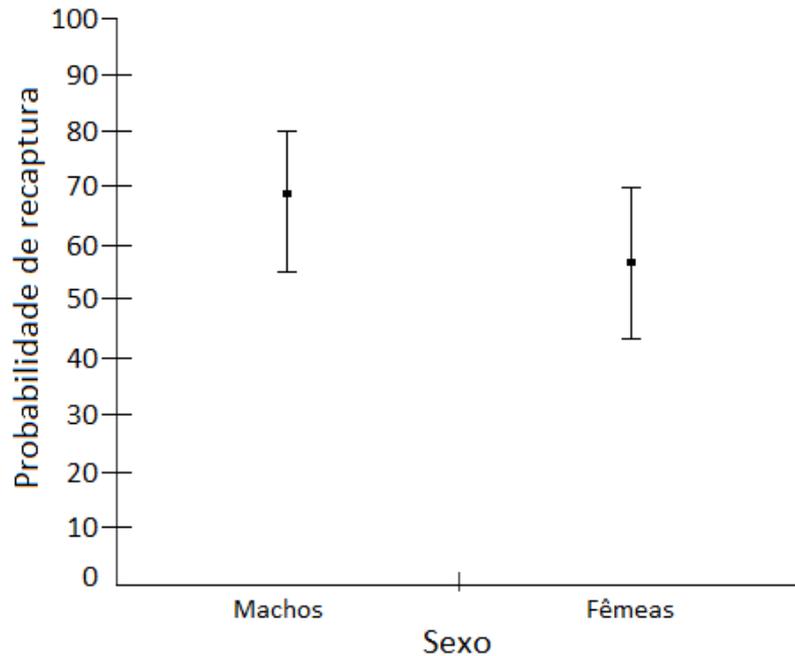
Modelo	$k$	QAICc	$\Delta$ AICc	$w$ QAICc	Verossimilhança do modelo	QDeviance
$\phi(g+rep) p(g)$	6	396.55	0.00	0.26	1.00	255.81
$\phi(g+rep) p(rep)$	7	396.94	0.38	0.22	0.82	254.14
$\phi(g) p(g+rep)$	6	399.22	2.66	0.07	0.26	258.47
$\phi(g+rep) p(\text{fire}+rep)$	9	399.72	3.16	0.05	0.20	252.79
$\phi(g) p(g)$	4	399.85	3.29	0.05	0.19	263.19
$\phi(g+rep) p(g+\text{fire}+rep)$	10	400.41	3.85	0.03	0.14	251.40
$\phi(g*\text{fire})(g+rep) p(g)$	8	400.63	4.07	0.03	0.13	255.77
$\phi(g+\text{fire}+rep) p(g)$	8	400.64	4.08	0.03	0.12	255.78
$\phi(g+rep) p(g*\text{fire})(g+rep)$	10	401.29	4.73	0.02	0.09	252.28
$\phi(g) p(\text{fire}+rep)$	7	401.31	4.76	0.02	0.09	258.51



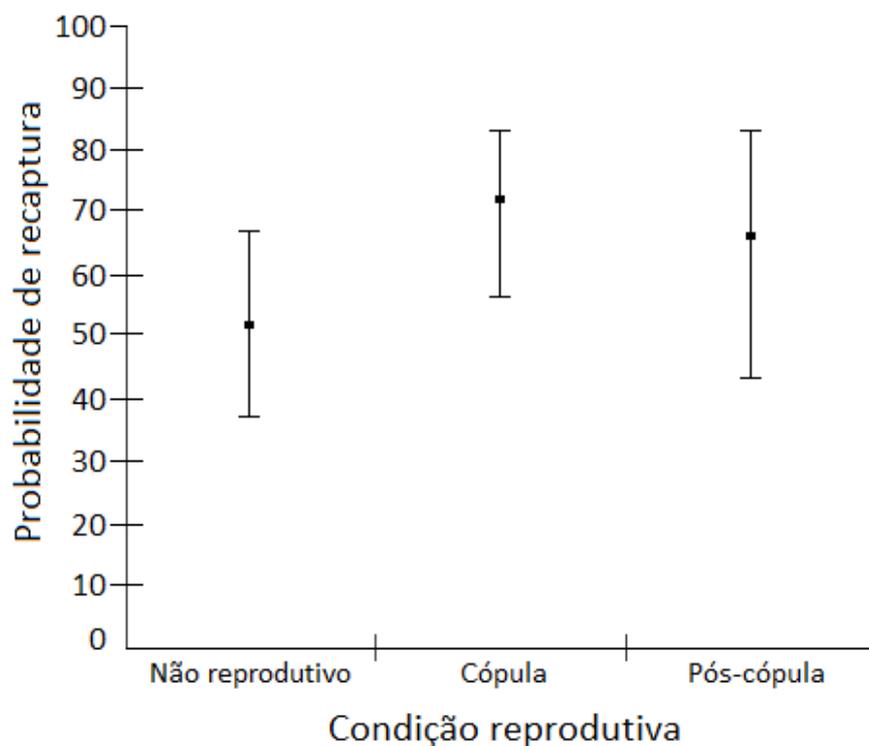
**Figura 7** - Estimativas de sobrevivência aparente para machos e fêmeas de *G. agilis* na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia/MG) entre 2011 e 2016, baseado nos dois modelos melhor ranqueados  $\{\phi(g+rep)\}$ . Círculos representam as médias, e as barras indicam o erro padrão.

Por outro lado, esses dois melhores modelos sugerem que a probabilidade de recaptura varia de acordo com os efeitos separados de sexo e condição reprodutiva, enquanto o período de tempo não foi um fator importante (ver **Tabela 1**). Como evidenciado pelo modelo melhor ranqueado (que considera apenas o efeito do sexo), a probabilidade de recaptura foi maior entre machos (55 – 80%) do que entre fêmeas (43 – 70%) (**Figura 8**). O segundo modelo mais plausível (peso de evidência = 0.26)

evidencia uma flutuação na probabilidade de recaptura conforme a condição reprodutiva, com valores aparentemente menores entre os indivíduos não reprodutivos (37 – 67%) (**Figura 9**).



**Figura 8** - Estimativas da probabilidade de recaptura de machos e fêmeas de *G. agilis* na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia/MG) entre 2011 e 2016, com base no modelo de melhor ranking  $\{\phi(g+rep) p(g)\}$ . Quadrados são as médias, e barras indicam o erro padrão.



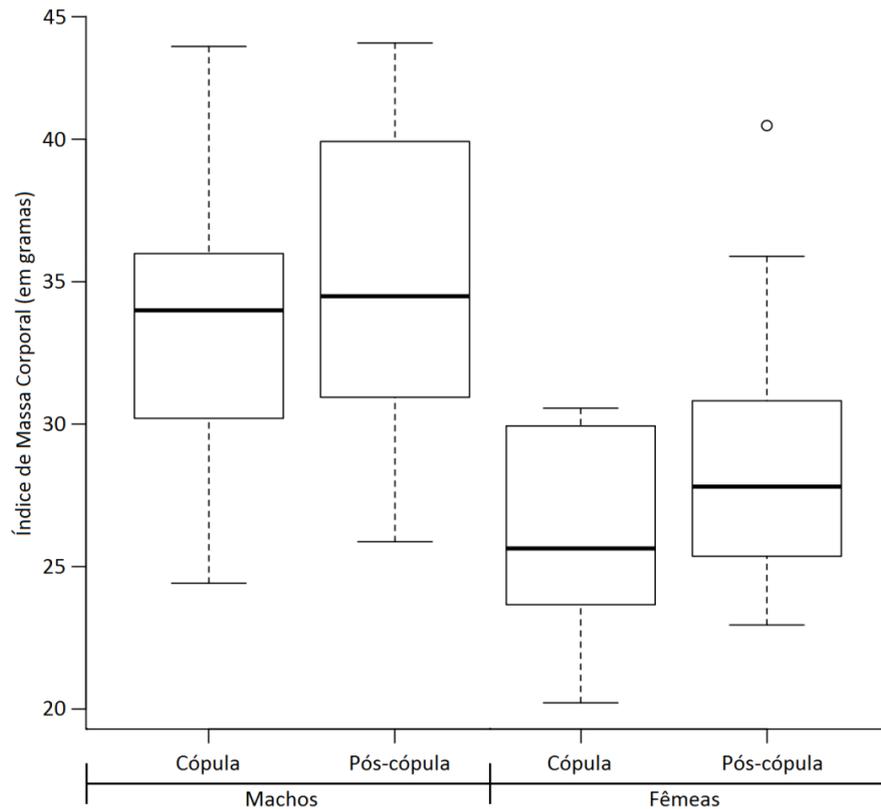
**Figura 9** - Estimativas da probabilidade de recaptura baseada na condição reprodutiva de *G. agilis* na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia/MG) entre 2011 e 2016, com base no segundo melhor modelo  $\{\phi(g+rep) p(rep)\}$ . Quadrados são as médias, e barras indicam o erro padrão.

Nossos resultados para o efeito do fogo sobre o índice de massa escalonada apresentaram três modelos plausíveis ( $\Delta\text{AICc} < 2.00$ ) (**Tabela 2**). O modelo melhor ranqueado (peso de evidência = 0.30) relaciona o IMC com o efeito aditivo da condição reprodutiva e o sexo. O modelo evidencia uma diferença do IMC entre os sexos, onde os machos apresentam valores maiores que as fêmeas (**Figura 10**). A partir deste modelo, também é verificada uma diferença do IMC entre as épocas reprodutivas, onde ambos os sexos apresentam aumento da condição corporal no período pós-cópula, onde o aumento das fêmeas aparenta ser mais evidente que o dos machos.

**Tabela 2:** Classificação dos doze modelos analisados na interação de diferentes fatores com o IMC.  $k$  = número de parâmetros,  $\text{AICc}$  = critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas;  $\Delta\text{AICc}$  = diferença entre  $\text{AICc}$  de um modelo e o modelo melhor ranqueado;  $w\text{AICc}$  = peso do  $\text{AICc}$ . Os modelos melhor ranqueados são mostrados no topo ( $\Delta\text{AICc} < 2.00$ ). sex= sexo; repro= condição reprodutiva; fire= fogo; null= modelo nulo.

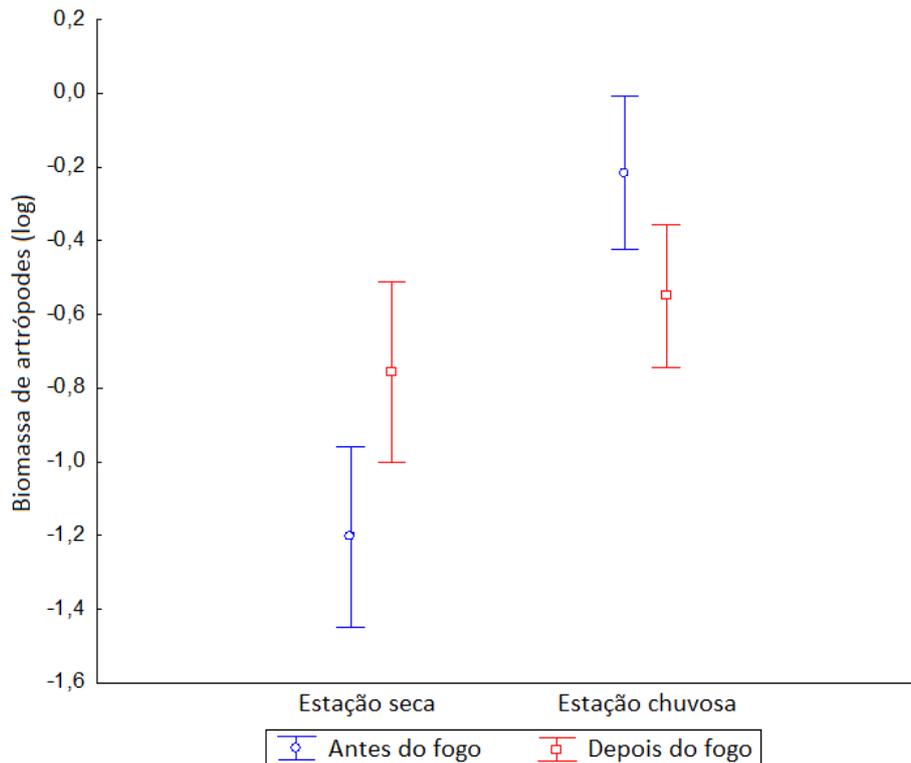
Modelo	$k$	AICc	$\Delta\text{AICc}$	$w\text{AICc}$	Peso cumulativo
IMC~repro+sex	4	457.05	0.00	0.30	0.30
IMC~sex	3	457.73	0.68	0.21	0.51
IMC~repro*sex	5	457.83	0.78	0.20	0.71
IMC~sex+repro+fire	5	459.12	2.08	0.10	0.81
IMC~fire+sex	4	459.93	2.89	0.07	0.88
IMC~repro*sex+fire	6	459.96	2.91	0.07	0.95
IMC~fire*sex	5	460.58	3.53	0.05	1.00
IMC~null	2	489.50	32.45	0.00	1.00
IMC~fire	3	491.59	34.55	0.00	1.00
IMC~repro	3	491.64	34.59	0.00	1.00
IMC~fire+repro	4	493.81	36.76	0.00	1.00
IMC~fire*repro	5	495.98	38.94	0.00	1.00

Já uma análise da flutuação intra-individual (**Apêndice 3**) na condição corporal entre os períodos de cópula e pós-cópula mostrou que em todos os anos, exceto no ano após o fogo (2015), houve alguns machos que apresentaram redução na condição corporal no período pós-cópula em função da perda de massa corporal. Já entre as fêmeas, a perda de massa corporal só ocorreu após o fogo (2014), em dois indivíduos. Ao mesmo tempo, no ano seguinte ao fogo (2015), todos os indivíduos apresentaram aumento da condição corporal no período pós-cópula.



**Figura 10** - Modelo de interação melhor ranqueado que evidencia a influência da condição reprodutiva (cópula e pós-cópula) e o sexo (machos e fêmeas) no IMC dos indivíduos.

Nossos resultados indicaram que não existe diferença na disponibilidade de artrópodes nos períodos antes e após o fogo ( $F_{1,21} = 0.28$ ,  $p = 0.60$ ), entretanto, a disponibilidade de artrópodes foi maior na estação chuvosa do que durante a seca ( $F_{1,21} = 30.98$ ,  $p = 0.00002$ ). Além disso, também verificamos uma interação significativa entre os dois fatores testados ( $F_{1,21} = 13.21$ ,  $p = 0.0015$ ), indicando que a disponibilidade de artrópodes é similar entre as estações climáticas após o fogo, porém é maior durante a estação chuvosa antes do fogo e menor durante a estação seca nesse mesmo período (**Figura 11**).



**Figura 11** - Comparação da biomassa de artrópodes (log) entre as estações climáticas (seca e chuvosa) e os períodos (antes e após o fogo) na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia/MG).

Para analisar a relação entre o IMC de machos e fêmeas e os dados sobre disponibilidade de recursos, realizamos uma regressão linear simples. Nossos resultados não foram estatisticamente significantes, aceitando a hipótese nula, onde o IMC de machos e fêmeas não é influenciado pela disponibilidade de recursos (Fêmeas:  $R^2=0.003$ ,  $p=0.36$ ,  $df=1,14$ ; Machos:  $R^2=0.017$ ,  $p=0.43$ ,  $df=1,20$ ).

#### 4- DISCUSSÃO

Nossos resultados indicaram que o fogo não teve efeitos negativos de curto prazo sobre o tamanho populacional e sobrevivência aparente da população de *G. agilis*, assim como não teve efeitos indiretos sobre a condição corporal dos indivíduos, refutando as duas hipóteses do estudo. Tanto os parâmetros populacionais quanto a condição corporal foram determinadas de acordo com o sexo e a condição reprodutiva dos indivíduos, demonstrando a importância da adoção de uma estratégia semélpara sobre a dinâmica populacional de *G. agilis*. Apesar de não termos encontrado efeitos sobre a sobrevivência aparente, os resultados sugerem uma redução antecipada no número de fêmeas adultas após o fogo, o que pode contribuir para a queda na fecundidade e no número de juvenis no ano seguinte ao fogo.

A resposta de pequenos mamíferos ao fogo varia de acordo com a intensidade da queimada, atributos de história de vida das espécies e as características do ambiente (GILL, 1981; WHELAN, 1995). Diversos estudos discutem que o fogo não causa mortalidade direta dos pequenos mamíferos em savanas tropicais, e sim indireta via aumento da predação e redução da disponibilidade de recursos, a não ser em casos de eventos de alta intensidade (LEE & TIETJE, 2005; LEGGE et al., 2008; BANKS et al., 2011). De fato, Mendonça et al. (2015) demonstraram uma redução acentuada do tamanho populacional e da sobrevivência aparente de *Gracilinanus agilis* na área queimada (fitofisionomia cerradão) após um evento de fogo intenso. Por outro lado, nós observamos uma redução constante no tamanho populacional e sobrevivência aparente da espécie em todos os anos após a cópula, independente do evento de fogo moderado em 2014. Esse contraste suporta a importância da intensidade da queimada para a resposta dos pequenos mamíferos, e aponta que a manutenção de áreas vizinhas não queimadas pode ter contribuído para atenuar os efeitos indiretos do fogo sobre a mortalidade de *G. agilis* na área estudada (SWINBURN et al., 2007; PEREOGLOU et al., 2011).

As características do ambiente também influenciam na resposta dos animais ao fogo. No geral, as áreas florestais de Cerrado (e.g. cerradão) são mais impactadas pelo fogo em decorrência da sensibilidade das espécies vegetais dominantes (MOREIRA, 2000; OLIVEIRA-FILHO & RATTER, 2002). O impacto do fogo nessas áreas causa modificação no estrato vertical (LEGGE et al., 2008), aumentando a exposição dos pequenos mamíferos aos predadores (GROVES & STEENHOF, 1988; DERRICK et al., 2010). Já as espécies de fitofisionomias típicas do Cerrado (e.g. cerrado *sensu stricto*) são menos afetadas, retornando aos padrões pré-fogo cerca de quatro a seis meses após a queima (VIEIRA, 1999; VIEIRA & BRIANI, 2013). Uma comparação dos efeitos do fogo sobre populações de *G. agilis* em fitofisionomias contrastantes (cerrado *sensu stricto* x cerradão; esse estudo x MENDONÇA et al., 2015) corrobora a ideia de que a resposta dos pequenos mamíferos ao fogo em fitofisionomias mais abertas são mais sutis, talvez porque as alterações decorrentes da queima não aumentem tanto a exposição aos predadores. Além disso, nesse estudo, o fogo afetou basicamente a vegetação rasteira e o estrato herbáceo, de maneira que *G. agilis* pode ter se beneficiado por seus hábitos arborícolas (EMMONS & FEER, 1990; VIEIRA, 2006), que permitiram o encontro de refúgios em ocos de árvores. De fato, estudos já mostraram que mamíferos de menor porte, como é o caso de *G. agilis* (15-45g) são menos afetados

por incêndios em decorrência da facilidade em encontrar abrigos em oposição às espécies de maior massa corporal (SIMONS, 1991; SOUTHGATE & MASTERS, 1996; GRIFFITHS & BROOK, 2014).

Apesar de não termos encontrado efeitos do fogo sobre a sobrevivência aparente da população, uma análise mais detalhada dos dados mostrou que as fêmeas adultas desaparecem mais cedo da população no ano do fogo, e que isso causa um impacto negativo no recrutamento nos anos seguintes. O desaparecimento das fêmeas adultas em dezembro de 2014 pode ocorrer por mortalidade indireta, dado que todas as fêmeas sobrevivem ao evento do fogo, ou por emigração para áreas não queimadas. Nesse sentido, estudos mais detalhados sobre movimentos são necessários. Ao mesmo tempo, estudos anteriores já tinham demonstrado a ação negativa do fogo sobre o recrutamento de pequenos mamíferos (LEE & TIEJTE, 2005; BANKS et al., 2011), apontando inclusive que o fogo pode ter um efeito maior sobre esse parâmetro do que sobre a mortalidade entre os marsupiais de savanas tropicais (GRIFFITHS & BROOK, 2015).

A diminuição do recrutamento pós-fogo em marsupiais pode ocorrer através de diferentes mecanismos, como mortalidade das fêmeas, a interrupção do ciclo reprodutivo e da produção de ninhadas ou filhotes, mortalidade dos filhotes no marsúpio ou em abrigos antes do desmame e emigração para áreas não queimadas (GRIFFITHS & BROOK, 2015). Em *G. agilis*, o ciclo reprodutivo é sincronizado e as fêmeas podem produzir e cuidar de mais de uma ninhada no período reprodutivo que inicia em julho com as cópulas e encerra em fevereiro com o desmame dos filhotes da última ninhada (LOPES & LEINER, 2015). Dessa maneira, o incêndio em outubro poderia interromper a produção de mais ninhadas, provocar migração para áreas mais favoráveis como ocorre com *Trichosurus vulpecula* (BANKS et al., 2011), ou aumentar a mortalidade dos filhotes, como ocorre com *Dasyurus hallucatus* (BEGG et al., 1981). Estudos futuros devem focar os mecanismos responsáveis pelos desaparecimentos antecipados das fêmeas e a redução no recrutamento.

O fogo também pode afetar as espécies indiretamente, através de alterações na disponibilidade de alimento e abrigos que provocam emigrações e podem causar redução da condição corporal dos indivíduos (GRIFFITHS & BROOKS, 2014; FORDYCE et al., 2015). A condição corporal reflete a saúde e as reservas energéticas decorrentes do forrageamento dos indivíduos (JAKOB et al., 1996; SCHULTE-HOSTEDDE et al., 2001), de maneira que diversos estudos já demonstraram o efeito indireto negativo de distúrbios ambientais sobre essa medida (READING, 2007;

BANKS et al., 2011; SHERIDAN & BICKFORD, 2011). Em nosso estudo, refutamos a hipótese de que o fogo afeta a condição corporal de *G. agilis*. É possível que a intensidade moderada do fogo e a manutenção de áreas vizinhas não queimadas tenham atenuado as alterações na disponibilidade de recursos, diminuindo os impactos sobre a saúde dos animais. De fato, a disponibilidade de artrópodes se recupera rapidamente após o fogo, como já demonstrado em outros estudos (VASCONCELOS et al., 2009; FRIZZO et al., 2011), e apresenta maior flutuação em função da sazonalidade (principalmente antes do fogo) do que em decorrência da queimada. Além disso, os indivíduos que não emigraram puderam manter a condição corporal se alimentando em áreas vizinhas não queimadas (SWINBURN et al., 2007; PEREOGLOU et al., 2011). Ao mesmo tempo, também não observamos efeito da disponibilidade de artrópodes sobre a condição corporal de ambos os sexos. Também não podemos descartar a possibilidade de que o índice utilizado não tenha produzido valores acurados e confiáveis de reservas energéticas, devido ao erro associado nas medidas morfométricas e nas críticas existentes quanto à falta de validação (FALK et al., 2017).

Por outro lado, a análise intra-individual da condição corporal indicou maior flutuação na condição dos machos, com indivíduos apresentando aumento da condição corporal no período pós-cópula e outros, redução. Esses indivíduos que apresentaram redução representam os machos que já apresentam os primeiros sinais da mortalidade pós-cópula, como já demonstrado em outras espécies semélparas (BRADLEY, 2003; BOONSTRA, 2005; LOPES & LEINER, 2015). Entre as fêmeas, a redução na condição corporal após a cópula se restringiu ao ano de 2014, que corresponde ao período logo após o evento do fogo. Esse resultado sugere um efeito negativo do fogo sobre as reservas energéticas das fêmeas de *G. agilis*. Como a redução só foi observada em duas fêmeas, em virtude do baixo número de recapturas de fêmeas após o fogo, é difícil dizer se esse resultado representa um padrão geral da população. Para tal, seriam necessárias comparações com réplicas espaciais de áreas queimadas e de áreas controle não atingidas pelo fogo. Porém, os resultados da redução antecipada no número de fêmeas reprodutivas após o fogo e da consequente diminuição do recrutamento de juvenis no ano seguinte parecem sustentar a ideia de que o fogo apresenta efeitos deletérios, mesmo que sutis, sobre a saúde das fêmeas, refletindo na população como um todo.

De maneira geral, nossos resultados sugerem que os parâmetros populacionais de *G. agilis* são determinados pela adoção de uma estratégia reprodutiva semélpara nessa espécie (LOPES & LEINER, 2015). Como ocorre em outras espécies com

estratégia semelhante, há uma redução do tamanho populacional após o período de cópulas, que é decorrente do aumento na mortalidade dos machos (MARTINS et al., 2006; BALADRON et al., 2012). Esse padrão se repete anualmente no mesmo período, independente da ocorrência da queimada, e se deve à mortalidade dos machos devido ao estresse, parasitismo, perda de peso e degeneração de órgãos que ocorre em função da competição acirrada por fêmeas (BRADLEY, 2003; BOONSTRA, 2005; FISHER et al., 2013). Ao mesmo tempo, a flutuação na condição corporal foi determinada basicamente pelo sexo e condição reprodutiva dos indivíduos, assim como Moss & Croft (1999) apontaram para *Macropus rufus*. Dessa maneira, a condição corporal é afetada pela ocorrência do dimorfismo sexual de tamanho e do padrão de crescimento de *G. agilis*, em que os machos apresentam maior massa e tamanho corporal do que as fêmeas, e que essa diferença aumenta de acordo com a classe etária dos indivíduos (LOPES & LEINER, 2015). Além disso, ambos os sexos apresentaram maior IMC no período pós-cópula, sugerindo que os machos utilizam o estoque de gordura para investir em sobrevivência, copulando com o maior número de fêmeas possíveis. Dessa forma, a menor condição corporal dos machos seria visualizada apenas quando estes indivíduos estão prestes a morrer, enquanto o aumento do IMC no período pós-cópula das fêmeas pode estar relacionado à gestação, já que não foi possível avaliar com precisão se as fêmeas estavam prenhes.

Outra característica da população foi a razão sexual desviada para machos, o que sustenta a ideia de uma competição intensa durante o período reprodutivo, conforme observado em outras espécies (STOCKLEY et al., 1996), incluindo espécies semélpas (MARTINS, 2004). De fato, a razão sexual desviada em favor dos machos explica a maior probabilidade de recaptura desse sexo, já que existe um maior número de indivíduos machos do que de fêmeas na população. Além disso, a maior área de movimento dos machos de *G. agilis* em comparação com as fêmeas (LOPES, 2014), também pode maximizar suas chances de recaptura. O desvio na razão sexual em favor dos machos concorda com o observado por Lopes & Leiner (2015) na mesma população estudada, além do verificado na mesma espécie por Aragona & Marinho-Filho (2009) e Andreazzi et al. (2011). Martins (2004) relacionou o desvio na razão sexual a favor dos machos de *Gracilinanus microtarsus* a uma possível maior atividade de dispersão dos membros desse sexo, o que é comum em mamíferos (GREENWOOD, 1980). A probabilidade de recaptura também pode estar relacionada com a condição reprodutiva dos indivíduos (segundo melhor modelo ranqueado), onde os indivíduos não

reprodutivos apresentam probabilidades menores de recaptura. Inicialmente, juvenis podem ser recapturados com menor frequência devido a suas inerentes baixas taxas de capturas, que ocorrem em função de habilidades exploratórias menos desenvolvidas, que dificultam o encontro das armadilhas com isca, e de sua reduzida massa corporal que pode impedir o mecanismo de acionamento de armadilhas do tipo Sherman (NICOLAS & COLYN, 2006; DIZNEY et al., 2008; CACERES et al., 2011). Além disso, a menor probabilidade de recaptura de juvenis pode estar relacionada à dispersão desses indivíduos para evitar endogamia (COCKBURN et al., 1985).

Entender os efeitos de distúrbios sobre a dinâmica populacional das espécies animais é crucial para prever como mudanças no regime dos distúrbios podem afetar a biodiversidade. Apesar de apresentar uma história de vida especializada, com reprodução altamente sazonal e sincronizada (LOPES & LEINER, 2015), não observamos efeitos do fogo sobre a sobrevivência de *G. agilis*, diferente dos efeitos negativos previstos para espécies com tais atributos (FRIEND, 1993). Esse resultado corrobora a sugestão de que o fogo raramente tem efeito direto sobre a sobrevivência de marsupiais em savanas tropicais (BANKS et al., 2011; GRIFFITHS & BROOK, 2014, 2015), a não ser em incêndios de alta intensidade (MENDONÇA et al., 2015). Por outro lado, assim como já demonstrado em estudos prévios com pequenos mamíferos (LEE & TIEJTE, 2005; GRIFFITHS & BROOK, 2015), observamos uma aparente redução do recrutamento pós-fogo, porém são necessárias comparações das estimativas de recrutamento antes e depois do fogo na população estudada. A diminuição observada pode ser causada por diversos mecanismos (GRIFFITHS & BROOK, 2015), que podem ser favorecidos pela presença de uma estratégia reprodutiva semélpara em *G. agilis* (LOPES & LEINER, 2015), como a interrupção do ciclo reprodutivo, redução da fecundidade via menor disponibilidade de recursos para as fêmeas e aumento da mortalidade dos filhotes provenientes de um único evento reprodutivo. Dessa maneira, concluímos que as estratégias de história de vida podem determinar a resposta dos pequenos mamíferos ao fogo em sinergia com o ambiente e a intensidade do fogo. Por fim, sugerimos que estudos futuros comparem a resposta de espécies com estratégias de história de vida contrastantes no *continuum* rápido x lento a incêndios com diferentes intensidades.

## REFERÊNCIAS

- ANDREAZZI, C. S.; RADEMARKER, V.; GENTILE, R.; HERRERA, H. M.; JANSEN, A. M. & D'ANDREA, P. S. Population ecology of small rodents and marsupials in a semi-deciduous tropical forest of the southeast Pantanal, Brasil. **Zoologia**, v. 28, p. 762–770, 2011.
- ARAGONA, M. & MARINHO-FILHO, J. História natural e biologia reprodutiva de marsupiais no Pantanal, Mato Grosso, Brasil. **Zoologia**, v. 26, p. 220–230, 2009.
- BALADRON, A. V.; MALIZIA, A. I., BO, M. S. & LIEBANA, M. S. Population dynamics of the southern short-tailed opossum (*Monodelphis dimidiata*) in the Pampas of Argentina. **Australian Journal of Zoology**, v. 60, p. 238–245, 2012.
- BANKS, S. C.; KNIGHT, E. J.; MCBURNEY, L.; BLAIR, B. & LINDENMAYER, D. B. The effects of wildfire on mortality and resources for an arboreal marsupial: resilience to fire events but susceptibility to fire regime change. **PloS One**, v. 6, n. 8, e22952, 2011.
- BEGG, R. J.; MARTIN, K. C. & PRICE, N. F. The small mammals of Little Nourlangie Rock, NT. V. The effects of fire. **Wildlife Research**, v. 8, p. 515–527, 1981.
- BOHONAK, A. J. & VAN DER LINDE, K. **RMA**: Software for Reduced Major Axis regression, Java version. 2004. Disponível em: <<http://www.kimvdlinde.com/professional/rma.html>>. Acesso em: 15 jan. 2018.
- BOND, W. J. & KEELEY, J. E. Fire as a global ‘herbivore’: the ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 20, n. 7, p. 387–394, 2005.
- BOND, W. J. & WILGEN, B. W. **Fire and plants**. Londres: Chapman & Hall, 1996.
- BONIFACIO, D. O. C.; MUNDIM, F. M. & SOUSA, L. B. Variabilidade genética e coeficiente de determinação em genótipos de algodoeiro quanto a qualidade da fibra. **Revista Verde**, v. 10, n. 3, p. 66–71, 2015.
- BOONSTRA, R. Equipped for life: the adaptive role of the stress axis in male mammals. **Journal of Mammalogy**, v. 86, p. 236–247, 2005.
- BRADLEY, A. J. Stress, hormones and mortality in small carnivorous marsupials, In: JONES, M.; DICKMAN, C. R.; ARCHER, M. (Ed.). **Predators with pouches: the biology of carnivorous marsupials**. Melbourne: CSIRO Publishing, p. 25–267, 2003.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa nº 3, de 27 de maio de 2003. **Diário Oficial da União**, n. 101, Seção 1, p. 88–97, 28 maio 2003.

BURNHAM, K. P. & ANDERSON, D. R. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**. Colorado: Colorado State University, 2002.

CACERES, N. C.; NAPOLI, R. P. & HANNIBAL, W. Differential trapping success for small mammals using pitfall and standard cage traps in a woodland savannah region of southwestern Brazil. **Mammalia**, v. 75, p. 45–52, 2011.

CARDOSO, E.; MORENO, M. I. C. B. & VASCONCELOS, H. L. Mudanças fitofisionômicas no Cerrado: 18 anos de sucesão ecológica na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia - MG. **Caminhos de Geografia**, v. 10, n. 32, p. 254–268, 2009.

CARMIGNOTTO, A. P.; DE VIVO, M. & LANGGUTH, A. Mammals of the Cerrado and Caatinga: Distribution Patterns of the Tropical Open Biomes of Central South America, In: PATTERSON, B. D.; COSTA, L. P. (Ed.). **Bones, Clones, and Biomes**. Chicago: University of Chicago Press, 2012.

CAVALCANTI, R. B. & ALVES, M. A. S. Effects of fire on savanna birds in Central Brazil. **Ornitologia Neotropical**, v. 8, p. 85–87, 1997.

COCKBURN, A.; SCOTT, M. P. & SCOTTS, D. J. Inbreeding avoidance and male-biased natal dispersal in *Antechinus* spp. (Marsupialia: Dasyuridae). **Animal Behaviour**, v. 33, n. 3, p. 908–915, 1985.

COLEMAN, T. W. & RIESKE, L. K. Arthropod response to prescription burning at the soil-litter interface in oak-pine forests. **Forest Ecology Management**, v. 233, p. 52–60, 2006.

CONVERSE, S. J.; BLOCK, W. M. & WHITE, G. C. Small mammal population and habitat responses to forest thinning and prescribed fire. **Forest Ecology Management**, v. 228, p. 263–273, 2006.

COSTA, F. J. V. & MACEDO, R. H. Coccidian oocyst parasitism in the Blue-black Grassquit: influence on secondary sex ornaments and body condition. **Animal Behaviour**, v. 70, p. 1401–1409, 2005.

COUTINHO, L. M. O conceito de Cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 1, n. 1, p. 17–23, 1978.

CROFT, D. B. & EISENBERG, J. F. Behaviour, In: ARMATI, P.; DICKMAN, C.; HUME, I. (Ed.). **Marsupials**. Cambridge: Cambridge University Press, p. 229–298, 2006.

DERRICK, A. M.; CONNER, L. M. & CASTLEBERRY, S. B. Effects of prescribed fire and predator exclusion on refuge selection by *Peromyscus gossypinus* Le Conte (cotton mouse). **Southeastern Naturalist**, v. 9, p. 773–780, 2010.

DIZNEY, L.; JONES, P. D. & RUEDAS, L. A. Efficacy of three types of live traps used for surveying small mammals in the pacific northwest. **Northwestern Naturalist**, v. 89, p. 171–180, 2008.

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

EMMONS, L. H. & FEER, F. **Neotropical rainforest mammals: a field guide**. Chicago: University of Chicago Press, 1990.

FALK, B. G.; SNOW, R. W. & REED, R. N. A validation of 11 body-condition indices in a giant snake species that exhibits positive allometry. **PloS One**, v. 12, n. 7, e0180791, 2017.

FARIA, A. S.; LIMA, A. P. & MAGNUSSON, W. E. The effects of fire on behaviour and relative abundance of three lizard species in an Amazonian savanna. **Journal of Tropical Ecology**, v. 20, p. 591–594, 2004.

FERNANDEZ, F. A. S. Métodos para estimativas de parâmetros populacionais por captura, marcação e recaptura, In: PERES-NETO, P. R.; VALENTIN, J. L.; FERNANDEZ, F. A. S. (Ed.). **Tópicos em tratamento de dados biológicos**. Programa de pós-graduação em Ecologia – Instituto de Biologia – UFRJ, Rio de Janeiro, 1995.

FISHER, D. O.; DICKMAN, C. R.; JONES, M. E. & BLOMBERG, S. P. Sperm competition drives the evolution of suicidal reproduction in mammals. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, p. 1–5, 2013.

FORDYCE, A.; HRADSKY, B. A.; RITCHIE, E. G. & DI STEFANO, J. Fire affects microhabitat selection, movement patterns, and body condition of an Australian rodent (*Rattus fuscipes*). **Journal of Mammalogy**, v. 97, p. 102–111, 2015.

FOX, B. J. Fire and mammalian secondary succession in an Australian Coastal Heath. **Ecology**, v. 63, p. 1332–1341, 1982.

FRIEND, G. R. Impact of fire on small vertebrates in mallee woodlands and heathlands of temperate Australia: a review. **Biological Conservation**, v. 65, n. 2, p. 99–114, 1993.

FRIZZO, T. L. M.; BONIZARIO, C.; BORGES, M. P. & VASCONCELOS, H. L. Revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 2, p. 365–379, 2011.

GILL, A. M. Adaptive responses of Australian vascular plant species to fires, In: GILL, A. M.; GROVES, R. H.; NOBLE, I. R. (Ed.). **Fire and the Australian Biota**. Canberra: Australian Academy of Science, p. 243–272, 1981.

GIULIETTI, A. M.; HARLEY, R. M.; QUEIROZ, L. P.; WANDERLEY, M. G. L. & PIRANI, J. R. Caracterização e endemismos nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço, In: CAVALCANTI, T. B.; WALTER, B. M. T. (Ed.). **Tópicos atuais em botânica**, Sociedade Botânica do Brasil, p. 311–318, 2000.

GREENWOOD, P. J. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. **Animal Behavior**, v. 28, p. 1140–1162, 1980.

GRIFFITHS, A. D. & BROOK, B. W. Effect of fire on small mammals: a systematic review. **International Journal of Wildland Fire**, v. 23, p. 1034–1043, 2014.

GRIFFITHS, A. D. & BROOK, B. W. Fire impacts recruitment more than survival of small-mammals in a tropical savanna. **Ecosphere**, v. 6, n. 6, p. 1–22, 2015.

GROVES, C. R. & STEENHOF, K. Responses of Small Mammals and Vegetation to Wildfire in Shadscale Communities of Southwestern Idaho. **Northwest Science**, v. 62, n. 5, p. 205–210, 1988.

HOWARD, W. E.; FENNER, R. L. & CHILDS, H. E. Wildlife survival in brush burns. **Journal of Range Management**, v. 12, p. 230–234, 1959.

HUFF, M. H. & SMITH, J. Fire effects on animal communities, In: KAPLER SMITH, J. (Ed.). **Wildland fire in ecosystems: effects of fire on fauna**. Ogden: Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, p. 35–42, 2000.

ISAAC, J. L.; VALENTINE, L. E. & GOODMAN, B. A. Demographic responses of an arboreal marsupial, the common brushtail possum (*Trichosurus vulpecula*), to a prescribed fire. **Population Ecology**, v. 50, p. 101–109, 2007.

JAKOB, E. M.; MARSHALL, S. D. & UETZ, G. W. Estimating fitness: a comparison of body condition indices. **Oikos**, v. 77, p. 61–67, 1996.

KAUFMAN, D. W.; FINCK, E. J. & KAUFMAN, G. A. Small mammals and grassland fires, In: COLLINS, S. L.; WALLACE, L. L. (Ed.). **Fire in North American tallgrass prairies**. Oklahoma: University of Oklahoma Press, p. 46–80, 1990.

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

KLEIN, A. L. **Eugen Warming e o Cerrado brasileiro: um século depois**. São Paulo: UNESP, 2002.

KNOWLTON, J. L. & GRAHAM, C. H. Using behavioral landscape ecology to predict species' responses to land-use and climate change. **Biological Conservation**, v. 143, n. 6, p. 1342–1354, 2010.

KREBS, C. J. Demographic changes in fluctuating populations of *Microtus californicus*. **Ecological Monographs**, v. 76, p. 239–273, 1966.

KREBS, C. J. & SINGLETON, G. R. Indices of condition for small mammals. **Australian Journal of Zoology**, v. 41, p. 317–323, 1993.

KVARNEMO, C. & AHNESJÖ, I. The dynamics of operational sex ratios and competition for mates. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 11, n. 10, p. 404–408, 1966.

LAMBERT, T. D.; MALCOLM, J. R. & ZIMMERMAN, B. L. Effects of mahogany (*Swietenia macrophylla*) logging on small mammal communities, habitat structure, and seed predation in the southeastern Amazon Basin. **Forest Ecology Management**, v. 206, p. 381–398, 2005.

LAMBERTO, J. M. **Dieta de *Gracilinanus agilis* (Didelphimorfia: Didelphidae) e *Rhipidomys* sp. (Rodentia: Cricetidae) em uma área de cerrado stricto sensu na Estação Ecológica do Panga**. Monografia (Graduação) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2011.

LEBRETON, J. D.; BURNHAM, K. P.; CLOBERT, J. & ANDERSON, D. R. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. **Ecological Monographs**, v. 62, n. 1, p. 67–118, 1992.

LEE, D. E. & TIETJE, W. D. Dusky-footed woodrat demography and prescribed fire in a California oak woodland. **Journal of Wildlife Management**, v. 69, p. 1211–1220, 2005.

LEGGE, S.; MURPHY, S.; HEATHCOTE, J.; FLAXMAN, E.; AUGUSTEYN, J. & CROSSMAN, M. 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**, v. 35, p. 33–43, 2008.

LEINER, N. O. & SILVA, W. R. Seasonal Variation in the Diet of the Brazilian Slender Opossum (*Marmosops paulensis*) in a Montane Atlantic Forest Area, Southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 88, n. 1, p. 158–164, 2007.

LEINER, N. O.; SETZ, E. Z. F. & SILVA, W. R. Semelparity and factors affecting the reproductive activity of the Brazilian slender opossum (*Marmosops paulensis*) in southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 89, p. 153–158, 2008.

LEITE, D. L. P. **Efeito do fogo sobre a taxocenose de lagartos em áreas de cerrado sensu stricto no Brasil Central**. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

LESSA, L. G. & COSTA, F. N. Diet and seed dispersal by five marsupials (Didelphimorphia: Didelphidae) in a Brazilian cerrado reserve. **Mammalian Biology**, v. 75, p. 10–16, 2010.

LOPES, G. P. **Estratégia reprodutiva e organização espacial de uma população de *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia: Didelphidae) na Estação Ecológica do Panga, em Uberlândia/MG**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2014.

LOPES, G. P. & LEINER, N. O. Semelparity in a population of *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia: Didelphidae) inhabiting the Brazilian cerrado. **Mammalian Biology**, v. 80, n. 1, p. 1–6, 2015.

MACEDO, J.; LORETTO, D.; VIEIRA, M. V. & CERQUEIRA, R. Classes de desenvolvimento em marsupiais: um método para animais vivos. **Mastozoología neotropical**, v. 13, n. 1, p. 133–136, 2006.

MAGNUSSON, W. E. & SANAIOTTI, T. M. Dispersal of *Miconia* seeds by the rat *Bolomys lasiurus*. **Journal of Tropical Ecology**, v. 3, n. 3, p. 277–278, 1987.

MALCOLM, J. R. Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments, In: LAURANCE, W. F.; BIERREGARD, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997.

MARINHO-FILHO, J.; RODRIGUES, F. H. G. & JUAREZ, K. M. The cerrado mammals: diversity, ecology, and natural history, In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Ed.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. Columbia: Columbia University Press, p. 266–284, 2002.

MARTINS, E. G. **Ecologia populacional e área de vida da cuíca *Gracilinanus microtarsua* (Marsupialia: Didelphidae) em um Cerradão de Américo Brasiliense**,

**São Paulo.** Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

MARTINS, E. G.; BONATO, V.; DA SILVA, C. Q. & DOS REIS, S. F. Partial semelparity in the neotropical didelphid marsupial *Gracilinanus microtarsus*. **Journal of Mammalogy**, v. 87, p. 915–920, 2006.

MCKENZIE, D.; MILLER, C. & FALK, D. Toward a theory of landscape fire, In: MCKENZIE, D.; MILLER, C.; FALK, D. A. (Ed.). **The landscape ecology of fire**. Springer Netherlands, p. 3–25, 2011.

MCMAHON, C. R.; FIELD, I. A.; BRADSHAW, C. J. A.; WHITE, G. C. & HINDELL, M. A. Tracking and data-logging devices attached to elephant seals do not affect individual mass gain or survival. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 360, n. 2, p. 71–77, 2008.

MENDONÇA, A. F.; ARMOND, T.; CAMARGO, A. C. L.; CAMARGO, N. F.; RIBEIRO, J. F.; ZANGRANDI, P. L. & VIEIRA, E. M. Effects of an extensive fire on arboreal small mammal populations in a neotropical savanna woodland. **Journal of Mammalogy**, v. 96, n. 2, p. 368–379, 2015.

MØLLER, A. P. & ERRITZØE, J. Climate, body condition and spleen size in birds. **Oecologia**, v. 137, p. 621–626, 2003.

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

MOSS, G. L. & CROFT, D. B. Body condition of the red kangaroo (*Macropus rufus*) in arid Australia: the effect of environmental condition, sex and reproduction. **Australian Journal of Ecology**, v. 24, p. 97–109, 1999.

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

NICOLAS, V. & COLYN, M. Relative efficiency of three types of small mammal traps in an African rainforest. **Belgian Journal of Zoology**, v. 136, n. 1, p. 107–111, 2006.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. & RATTER, J. A. Vegetation physiognomies and woody flora of the cerrado biome, In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Ed.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. Columbia: Columbia University Press, 2002.

PEIG, J. & GREEN, A. J. New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. **Oikos**, v. 118, n. 12, p. 1883–1891, 2009.

PEIG, J. & GREEN, A. J. The paradigm of body condition: a critical reappraisal of current methods based on mass and length. **Functional Ecology**, v. 24, n. 6, p. 1323–1332, 2010.

PEREOGLOU, F.; MACGREGOR, C.; BANKS, S. C.; FORD, F.; WOOD, J. & LINDENMAYER, D. B. Refuge site selection by the eastern chest-nut mouse in recently burnt heath. **Wildlife Research**, v. 38, p. 290–298, 2011.

PINHEIRO, P. S.; CARVALHO, F. M. V.; FERNANDEZ, F. A. S. & NESSIMIAN, J. L. Diet of the marsupial *Micoureus demerarae* in small fragments of Atlantic Forest in Southeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 37, n. 3, p. 213–218, 2002.

PRADA, M.; MARINI-FILHO, O. J. & PRICE, P. W. Insects in flower heads of *Aspilota foliacea* (Asteraceae) after a fire in a central Brazilian savanna: evidence for the plant vigor hypothesis. **Biotropica**, v. 27, n. 4, p. 513–518, 1995.

RANAL, M. A. Soil spore bank of ferns in a gallery forest of the Ecological Station of Panga, Uberlândia, MG, Brazil. **American Fern Journal**, v. 93, p. 97–115, 2003.

RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F. & BRIDGWATER, S. Woody flora distribution of the cerrado biome: phytogeography and conservation priorities, In: CAVALCANTI, T. B.; WALTER, B. M. T. (Ed.). **Tópicos atuais em botânica**, Sociedade Botânica do Brasil, p. 340–342, 2000.

READING, C. J. Linking global warming to amphibian declines through its effects on female body condition and survivorship. **Oecologia**, v. 151, p. 125–131, 2007.

REIS, N. R.; SHIBATA, O. A.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A. & LIMA, I. P. Sobre os mamíferos do Brasil, In: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. (Ed.). **Mamíferos do Brasil**, Londrina, 2006.

RIBEIRO, J. F. & WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma cerrado, In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Ed.). **Cerrado: ambiente e flora**, Planaltina, 1998.

ROBERTS, S. L.; KELT, D. A.; VAN WAGTENDONK, J. W.; MILES, A. K. & MEYER, M. D. Effects of fire on small mammal communities in frequent-fire forests in California. **Journal of Mammalogy**, v. 96, p. 107–119, 2015.

ROBINSON, N. M.; LEONARD, S. W. J.; RITCHIE, E. G.; BASSETT, M.; CHIA, E. K.; BUCKINGHAM, S.; GIBB, H.; BENNETT, A. F. & CLARKE, M. F. Refuges for fauna in fire-prone landscapes: their ecological function and importance. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, n. 6, p. 1321–1329, 2013.

RODRIGUES, F. H. G. Influência do fogo e da seca na disponibilidade de alimentos para herbívoros do Cerrado. In: SIMPÓSIO IMPACTO DAS QUEIMADAS SOBRE OS ECOSSISTEMAS E MUDANÇAS GLOBAIS; CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 3., 1996, Brasília. **Anais do Congresso de Ecologia do Brasil**, Brasília, DF: [s.n.], 1996.

ROSSI, R. V.; BIANCONI, G. V. & PEDRO, W. A. Ordem Didelphimorphia, In: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. (Ed.). **Mamíferos do Brasil**, Londrina, 2006.

SCHULTE-HOSTEDDE, A. I.; MILLAR, J. S. & HICKLING, G. J. Evaluating body condition in small mammals. **Canadian Journal of Zoology**, v. 79, p. 1021–1029, 2001.

SHERIDAN, J. A. & BICKFORD, D. Shrinking body size as an ecological response to climate change. **Nature Climate Change**, v. 1, p. 401–406, 2011.

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

SIMONS, L. H. Rodent dynamics in relation to fire in the Sonoran Desert. **Journal of Mammalogy**, v. 72, p. 518–524, 1991.

SMITH, L. J.; HOLYCROSS, A. T.; PAINTER, C. W. & DOUGLAS, M. E. Montane rattlesnakes and pre-scribed fire. **Southwestern Naturalist**, v. 46, p. 54–61, 2001.

SOUTHGATE, R. & MASTERS, P. Fluctuations of rodent populations in response to rainfall and fire in a central Australian hummock grassland dominated by *Plectrarchne schinzii*. **Wildlife Research**, v. 23, p. 289–303, 1996.

SPRINGER, J. T. & SCHRAMM, P. The effects of fire on small mammal populations in a restored prairie with special reference to the short-tailed shrew (*Blarina brevicauda*), In: ZIMMERMAN, J. H. (Ed.). **Proceedings of the Second Midwest Prairie Conference**. Wisconsin: University of Wisconsin, p. 91–96, 1972.

STOCKLEY, P.; SEARLE, J. B.; MACDONALD, D. W. & JONES, C. S. Correlates of reproductive success within alternative mating tactics of the common shrew. **Behavioral Ecology**, v. 7, n. 3, p. 334–340, 1996.

SUTHERLAND, J.; NEWTON, I. & GREEN, R. **Bird ecology and conservation: a handbook of techniques**. Oxford: Oxford University Press, 2004.

SWINBURN, M. L.; FLEMING, P. A.; CRAIG, M. D.; GRIGG, A. H.; GARKAKLIS, M. J.; HOBBS, R. J. & HARDY, G. E. The importance of grasstrees (*Xanthorrhoea preissii*) as habitat for mardo (*Antechinus flavipes leucogaster*) during post-fire recovery. **Wildlife Research**, v. 34, p. 640–651, 2007.

TESTER, J. R. & MARSHALL, W. H. **A study of certain plant and animal relations on a native prairie in northwestern Minnesota**. Minnesota: University of Minnesota Press, 1961.

VASCONCELOS, H. L.; PACHECO, R.; SILVA, R. C.; VASCONCELOS, P. B.; LOPES, C. T.; COSTA, A. L. & BRUNA, E. M. Dynamics of the Leaf-Litter Arthropod fauna following fire in a Neotropical Woodland Savanna. **PloS One**, v. 4, n. 11, p. 1–9, 2009.

VIEIRA, E. M. Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado. **Journal of Zoology**, v. 249, p. 75–81, 1999.

VIEIRA, E. M. Padrões de uso vertical do habitat por marsupiais brasileiros, In: CACERES, N. C.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. (Ed.). **Marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução**. Campo Grande: Editora Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, 2006.

VIEIRA, E. M. & BRIANI, D. C. Short-term effects of fire on small rodents in the Brazilian Cerrado and their relation with feeding habits. **International Journal of Wildland Fire**, v. 22, p. 1063–1071, 2013.

VIEIRA, E. M. & MARINHO-FILHO, J. Pre- and post-fire habitat utilization by rodents of Cerrado from central Brazil. **Biotropica**, v. 30, p. 491–496, 1998.

VITT, L. J. & CALDWELL, J. P. Ecological observations on cerrado lizards in Rondônia, Brazil. **Journal of Herpetology**, v. 27, p. 46–52, 1993.

WHELAN, R. J. Approaches to population studies, In: WHELAN, R. J. (Ed.). **The ecology of fire**. Cambridge: Cambridge University Press, p. 135–150, 1995.

WHITE, G. C. & BURNHAM, K. P. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. **Bird Study**, v. 46, p. 120–139, 1999.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 1999.

**APÊNDICE 1 – Dados mensais da disponibilidade de artrópodes utilizados como disponibilidade de recursos alimentares**

	<b>Mês/Ano</b>	<b>Disp. Artrópodes (g)</b>	<b>Disp. Artrópodes (log)</b>
<b>ANTES DO FOGO</b>	abr/11	9.2658	0,264737
	mai/11	2.7516	0,078617
	jun/11	6.481	0,185171
	jul/11	4.0844	0,116697
	ago/11	12.5727	0,35922
	set/11	87.9072	2,511634
	out/11	17.353	0,4958
	nov/11	sem dados	sem dados
	dez/11	sem dados	sem dados
	jan/12	36.989	1,056829
	fev/12	37.825	1,080714
	mar/12	48.941	1,398314
	abr/12	5.728	0,163657
	mai/12	2.449	0,069971
	jun/12	3.496	0,099886
	jul/12	sem dados	sem dados
	ago/12	1.262	0,026292
	set/12	2.269	0,047271
	out/12	13.355	0,278229
	nov/12	sem dados	sem dados
	dez/12	21.897	0,456188
	jan/13	75.117	1,564938
	fev/13	66.545	1,386354
	mar/13	41.232	0,859
<b>DEPOIS DO FOGO</b>	mar/15	32.169	0,804225
	abr/15	34.774	0,86935
	mai/15	19.038	0,47595
	jun/15	18.662	0,46655
	jul/15	5.302	0,13255
	ago/15	23.896	0,5974
	set/15	11.949	0,298725
	out/15	26.564	0,66385
	nov/15	28.643	0,716075
	dez/15	8.498	0,21245
	jan/16	12.554	0,31385
	fev/16	28.103	0,702575
	mar/16	26.420	0,6605

**APÊNDICE 2 – Relação dos modelos de interação testados no MARK para sobrevivência aparente e probabilidade de recaptura**

Modelo	<i>k</i>	QAICc	$\Delta$ AICc	wQAICc	Verossimilhança do modelo	QDeviance
$\phi(g+rep) p(g)$	6	396.55	0.00	0.26	1.00	255.81
$\phi(g+rep) p(rep)$	7	396.94	0.38	0.22	0.82	254.14
$\phi(g) p(g+rep)$	6	399.22	2.66	0.07	0.26	258.47
$\phi(g+rep) p(fire+rep)$	9	399.72	3.16	0.05	0.20	252.79
$\phi(g) p(g)$	4	399.85	3.29	0.05	0.19	263.19
$\phi(g+rep) p(g+fire+rep)$	10	400.41	3.85	0.03	0.14	251.40
$\phi(g^*fire)(g+rep) p(g)$	8	400.63	4.07	0.03	0.13	255.77
$\phi(g+fire+rep) p(g)$	8	400.64	4.08	0.03	0.12	255.78
$\phi(g+rep) p(g^*fire)(g+rep)$	10	401.29	4.73	0.02	0.09	252.28
$\phi(g) p(fire+rep)$	7	401.31	4.76	0.02	0.09	258.51
$\phi(g+fire+rep) p(g+rep)$	10	401.59	5.03	0.02	0.08	252.58
$\phi(g^*fire)(g+rep) p(g+rep)$	10	401.63	5.07	0.02	0.07	252.62
$\phi(g) p(g+fire+rep)$	8	402.20	5.65	0.01	0.05	257.34
$\phi(g+fire) p(g+rep)$	8	402.81	6.25	0.01	0.04	257.95
$\phi(g) p(g^*fire)(g+rep)$	8	402.89	6.33	0.01	0.04	258.03
$\phi(g^*rep)(g+fire) p(g)$	8	402.94	6.38	0.01	0.04	258.08
$\phi(g+fire) p(g)$	6	403.29	6.73	0.00	0.03	262.54
$\phi(g^*rep)(g+fire) p(g+rep)$	10	403.40	6.85	0.00	0.03	254.40
$\phi(g+rep) p(g^*rep)(g+fire)$	10	403.42	6.87	0.00	0.03	254.42
$\phi(g+fire+rep) p(fire+rep)$	11	403.45	6.90	0.00	0.03	252.36
$\phi(g^*fire)(g+rep) p(fire+rep)$	11	403.79	7.24	0.00	0.02	252.70
$\phi(g+fire+rep) p(g+fire+rep)$	12	404.24	7.69	0.00	0.02	251.06
$\phi(g+fire) p(fire+rep)$	9	404.47	7.91	0.00	0.01	257.54
$\phi(g^*fire)(g+rep) p(g+fire+rep)$	12	404.55	8.00	0.00	0.01	251.37
$\phi(g^*rep)(g+fire) p(fire+rep)$	11	404.94	8.38	0.00	0.01	253.84
$\phi(g+fire+rep) p(g^*fire)(g+rep)$	12	405.38	8.83	0.00	0.01	252.20
$\phi(g^*fire)(g+rep) p(g^*fire)(g+rep)$	12	405.44	8.88	0.00	0.01	252.26
$\phi(g+fire) p(g+fire+rep)$	10	405.45	8.89	0.00	0.01	256.44
$\phi(g^*rep)(g+fire) p(g+fire+rep)$	12	405.96	9.40	0.00	0.00	252.78
$\phi(g) p(g^*rep)(g+fire)$	8	406.15	9.59	0.00	0.00	261.29
$\phi(g+fire) p(g^*fire)(g+rep)$	10	406.69	10.14	0.00	0.00	257.69
$\phi(g^*rep)(g+fire) p(g^*fire)(g+rep)$	12	407.32	10.76	0.00	0.00	254.13
$\phi(g+fire+rep) p(g^*rep)(g+fire)$	12	407.33	10.77	0.00	0.00	254.14
$\phi(g^*fire)(g+rep) p(g^*rep)(g+fire)$	12	407.58	11.03	0.00	0.00	254.40
$\phi(g+fire) p(g^*rep)(g+fire)$	10	409.43	12.88	0.00	0.00	260.43
$\phi(g^*rep)(g+fire) p(g^*rep)(g+fire)$	12	409.49	12.93	0.00	0.00	256.30

Legenda: *k* = número de parâmetros, QAICc = Quase-critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas;  $\Delta$ AICc = diferença entre QAICc de um modelo e o modelo melhor ranqueado; wQAICc = peso do QAICc, e Q-deviance = quase-deviance (função desvio do modelo baseado na log-verossimilhança). Os modelos mais parcimoniosos bem ranqueados são mostrados no topo ( $\Delta$ AICc < 2.00). *g*= sexo; *rep*= condição reprodutiva; *fire*= fogo.

**APÊNDICE 3 – Análise da flutuação intra-individual na condição corporal entre os períodos de cópula e pós-cópula de cada ano**

<b>Indivíduo</b>	<b>SEXO</b>	<b>IMC - Cópula</b>	<b>IMC - Pós-cópula</b>	<b>Ano</b>
326	M	33.43	38.03	2011
409	M	37.57	40.48	2011
490	M	33.57	40.60	2011
481	M	38.28	29.62	2011
1114	M	36.66	39.01	2012
1122	M	29.03	39.57	2012
1163	M	30.91	40.86	2012
182	M	40.99	47.57	2012
1176	M	36.26	35.88	2012
332	M	38.01	45.40	2013
323	M	35.88	25.23	2013
1155	M	33.76	32.27	2013
*225	M	27.70	34.43	2014
*226	M	33.80	24.87	2014
*270	M	29.47	28.76	2014
2512	M	25.20	33.03	2015
2582	M	30.08	35.06	2015
2700	M	31.15	34.50	2015
467	F	36.28	39.89	2011
495	F	28.60	34.01	2011
496	F	22.68	30.55	2011
1119	F	28.22	31.08	2012
308	F	23.48	27.16	2013
313	F	23.74	29.48	2013
335	F	24.59	29.45	2013
*221	F	21.26	29.55	2014
*279	F	27.06	38.12	2014
*219	F	29.04	26.13	2014
*265	F	29.37	26.79	2014
2519	F	25.22	27.42	2015
2591	F	22.49	23.53	2015
2682	F	21.84	23.83	2015

Legenda: \* indica os indivíduos (3 machos e 4 fêmeas) que foram capturados nos períodos de cópula e pós-cópula do ano em que ocorreu o incêndio (2014).