

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS



Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da
Vida Silvestre

EFEITOS DO FOGO SOBRE A ESTRUTURA DE COMUNIDADES DE ABELHAS E
SOBRE REDES DE INTERAÇÕES ABELHA-PLANTA EM ÁREAS DE CANGA NO
PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO ROLA MOÇA



ROSINALVA DA CUNHA DOS SANTOS

Belo Horizonte

2013

ROSINALVA DA CUNHA DOS SANTOS

EFEITOS DO FOGO SOBRE A ESTRUTURA DE COMUNIDADES DE ABELHAS E
SOBRE REDES DE INTERAÇÕES ABELHA-PLANTA EM ÁREAS DE CANGA NO
PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO ROLA MOÇA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para a obtenção do título de mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Adriano Pereira Paglia

Coorientador: Prof. Dr. Fernando Amaral da Silveira

Belo Horizonte

2013

DEDICATÓRIA

AO MEU MARIDO JOSÉ EUSTÁQUIO DOS SANTOS JÚNIOR E EM MEMÓRIA
DOS MEUS PAIS, BARSANULFO VICENTE DA CUNHA E MARGARIDA VÍRGÍNIA
DA CUNHA.

AGRADECIMENTOS

Ao Adriano P. Paglia pela orientação, ajuda nas escolhas das áreas, por parte do apoio financeiro fornecido a este estudo e grande ajuda nas análises dos dados.

Ao professor Marco A. R. Mello, pelo grande e constante interesse em me ajudar na compreensão das análises e interpretações sobre os dados de redes de interação e por ter me apresentado o Guia para Análise de Redes Ecológicas desenvolvido por ele, guia este que foi muito importante para que eu pudesse realizar as análises propostas.

Ao professor Fernando Amaral da Silveira, pela constante ajuda na elaboração deste estudo, pela ajuda na identificação das abelhas, pela deposição do material coletado no Centro de Coleções Taxonômicas da UFMG e pelo grande carinho e amizade.

Ao Flávio Fonseca do Carmo, pela grande ajuda na identificação das plantas.

A Karen Jimenez, Felipe Freitas e Samuel Bernardes pela ajuda nas coletas dos dados.

Ao Rodolfo C. C. Arantes, pela ajuda na coleta de dados e identificação das abelhas.

A Alessandra Alvarenga pelo carinho e por ter me acompanhado na maioria das coletas.

Ao Caio. A. Rocha Dias pela confecção do mapa das áreas de realização do estudo e pela ajuda nas coletas.

Ao José Eustáquio Santos Júnior pela identificação das abelhas, ajuda nas coletas, análises e pela paciência e carinho. Você foi essencial para a concretização deste trabalho, “Por onde for quero ser seu par”.

A Viviane Pires pelo carinho, pelo tempo gasto discutindo sobre os possíveis resultados deste trabalho, pelas boas ideias e ajuda na análise dos dados.

A Carolina Cardoso pelo grande carinho, generosidade e por ter me apoiado desde o primeiro momento em que decidi fazer mestrado na ecologia.

Aos colegas do laboratório de Sistemática e Ecologia de Abelhas: Priscila Dias, Rafael Ferrari, Igor Rismo, Paula Zama e Déborah Soldati.

Ao Alexandre Salino pela ajuda na inclusão das exsiccatas no Herbário do Instituto de Ciências Biológicas (BHCB) da UFMG.

E ao Programa de Pós-Graduação em ECMVS, à CAPES pela bolsa e à FAPEMIG por parte do financiamento deste estudo.

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA.....	I
AGRADECIMENTOS.....	II
SUMÁRIO	III
LISTA DE FIGURAS	IV
LISTA DE TABELAS	VI
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	VIII
INTRODUÇÃO GERAL	11
Fogo no Cerrado e seu efeito para as comunidades	11
Redes de interações entre animais e plantas.....	15
REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA	19
CAPÍTULO 1	23
RESUMO	24
ABSTRACT	25
1. INTRODUÇÃO.....	26
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	29
3. RESULTADOS	35
4. DISCUSSÃO	45
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	53
6. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	54
CAPÍTULO 2	58
RESUMO	59
ABSTRACT	60
1. INTRODUÇÃO.....	61
2. MATERIAL E METÓDOS.....	64
3. RESULTADOS	70
4. DISCUSSÃO	78
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	86
6. REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA.....	87
ANEXOS.....	92

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Mapa do Parque Estadual da Serra do Rola Moça, nele pode ser observado em formato de quadrados as áreas não queimadas e em círculos as áreas queimadas. 31
- Figura 2.** Comparação da riqueza estimada de espécies (coleta ativa) utilizando o estimador Jackknife de 1ª ordem entre as três áreas queimadas e três áreas não queimadas... 35
- Figura 3.** Comparação da riqueza estimada de espécies (pratos armadilha), utilizando o estimador Jackknife de 1ª ordem entre as três áreas queimadas e três áreas não queimadas. 36
- Figura 4.** Média (\pm IC de 95%) da riqueza de espécies entre os tratamentos queimado (QU) e não queimado (NQ) ao longo dos meses por coleta ativa. 37
- Figura 5.** Média (\pm IC de 95%) da riqueza de espécies entre os tratamentos queimado (QU) e não queimado (NQ) ao longo dos meses por pratos armadilha..... 37
- Figura 6.** Projeção bidimensional da análise NMDS da comunidade de abelhas nas três áreas queimadas e não queimadas, baseado na abundância das espécies coletadas (coeficiente de similaridade Bray-Curtis). Metodologia coleta ativa. Stress = 0..... 38
- Figura 7.** Projeção bidimensional da análise NMDS da comunidade de abelhas nas três áreas queimadas e não queimadas, baseado na presença/ ausência das espécies (coeficiente de similaridade de Jaccard). Metodologia coleta ativa. Stress = 0,071..... 39
- Figura 8.** Projeção bidimensional da análise NMDS da comunidade de abelhas nas três áreas queimadas e não queimadas, baseado na abundância das espécies coletadas (coeficiente de similaridade Bray-Curtis). Metodologia pratos armadilha. Stress = 0,106. 39
- Figura 9.** Projeção bidimensional da análise NMDS da comunidade de abelhas nas três áreas queimadas e não queimadas, baseado na presença/ ausência das espécies (coeficiente de similaridade de Jaccard). Metodologia pratos armadilha. Stress = 0,170. 40
- Figura 10.** Média (\pm IC de 95%) da abundância de abelhas entre os tratamentos queimado (QU) e não queimado (NQ) ao longo dos meses de coleta ativa..... 42
- Figura 11.** Campo ferruginoso de concreção ferrosa fragmentada com floração entre os meses de novembro a dezembro de 2011. 43
- Figura 12.** Média (\pm IC de 95%) da abundância de abelhas entre os tratamentos queimado (QU) e não queimado (NQ) ao longo dos meses de coleta por pratos armadilha. .. 43

Figura 13. Média (\pm IC de 95%) da similaridade na composição de espécies, para os índices Bray Curtis e Jaccard, entre os tratamentos queimado (QU) e não queimado (NQ) ao longo dos meses por dados de coleta ativa.	44
Figura 14. Média (\pm IC de 95%) da similaridade na composição de espécies, para os índices Bray Curtis e Jaccard, entre os tratamentos queimado (QU) e não queimado (NQ) ao longo dos meses por pratos armadilha.....	44
Figura 15. Pratos armadilha de cor azul, indicado pela seta, em uma área queimada (A) e não queimada (B).	48
Figura 16. Média (com erro-padrão e IC de 95%) do Tamanho da Rede (M) entre os tratamentos queimado (QU) e não queimado (NQ).	72
Figura 17. Média (com erro-padrão e IC de 95%) da Conectância (C) entre os tratamentos queimado (QU) e não queimado (NQ).	73
Figura 18. Média (com erro-padrão e IC de 95%) do Índice de Especialização ($H'2$) entre os tratamentos queimado (QU) e não queimado (NQ).	73
Figura 19. Média (com erro-padrão e IC de 95%) do aninhamento da rede (NODF) entre os tratamentos queimado (QU) e não queimado (NQ).	74
Figura 20. Média (com erro-padrão e IC de 95%) da Modularidade (M) entre os tratamentos queimado (QU) e não queimado (NQ).	74
Figura 21. Rede de interação da área não queimada um (1NQ).	75
Figura 22. . Rede de interação da área queimada um (1QU).	75
Figura 23. Rede de interação da área não queimada dois (2NQ).	76
Figura 24. Rede de interação da área queimada dois (2QU).	76
Figura 25. Rede de interação da área não queimada três (3NQ).	77
Figura 26. Rede de interação da área queimada três (3QU).	77

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Análise de SIMPER com as quatro espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre os pares de áreas queimada e não queimada, utilizando dados de abundância (coeficiente de similaridade de Bray Curtis). Coleta ativa. 41

Tabela 2. Análise de SIMPER com as quatro espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre os pares de áreas queimada e não queimada, utilizando os dados de presença/ ausência. Coleta ativa..... 41

Tabela 3. Número de espécies de plantas (sps P) e abelhas (sps A) coletados; tamanho da rede (M); valores de conectância (C); índice de especialização quantitativo na comunidade (H^2); valor do aninhamento da rede (NODF) e a modularidade representada por (M). Os valores de $p(H^2)$, $p(NODF)$ e $p(M)$ referem-se a probabilidade de redes teóricas reproduzirem um valor de especialização, aninhamento e modularidade, respectivamente, maiores que das redes reais. (*)Valores de aninhamento que apresentaram $p < 0,05$ 72

Tabela 4. Famílias, subfamílias, tribos e espécies de abelhas e sua proporção coletadas através das metodologias utilizadas: Coleta ativa por rede entomológica e pratos armadilha. *Refere-se as espécies e espécimes que foram exclusivos de áreas queimadas e não queimadas, quando os dois métodos de coleta foram somados. (ver Tabela 5 e 6). 92

Tabela 5. Espécies coletadas pelo método pratos armadilha para cada área, (1NQ) área não queimada um; (1QU) área queimada um; (2NQ) área não queimada dois; (2QU) área queimada dois; (3NQ) área não queimada três e (3QU) área queimada três. Com as respectivas cores dos pratos: (Am) amarelo, (Az) azul e (Br) branco. No final da tabela é apresentado: total de espécies por cor do prato, total por área, espécies exclusivas de áreas queimadas, espécies exclusivas de áreas não queimadas, espécies comuns entre ambas as áreas e total geral. 98

Tabela 6. Espécies coletadas pelo método coleta ativa, espécies de plantas visitadas pelas respectivas espécies de abelhas e para cada área a situação em que foi coletada: (Fl) em flor, (Su) em suor e (Vo) em voo. Também é apresentado no final da tabela: total por situação, total por área, espécies exclusivas de áreas queimadas, espécies exclusivas de áreas não queimadas e espécies comuns entre ambas as áreas e total geral..... 101

Tabela 7. Plantas visitadas por abelhas em cada área queimada e não queimada. N: código da planta, as abreviaturas referem-se as espécies de plantas utilizadas nos desenhos

dos grafos de rede de interação, Nv: número de visitas, (1NQ): área não queimada um; (1QU) área queimada um; (2NQ) área não queimada dois; (2QU) área queimada dois; (3NQ) área não queimada três e (3QU) área queimada três. Os códigos das espécies de abelhas estão de acordo com a tabela 8..... 112

Tabela 8. Família e espécie de abelhas coletadas em áreas queimadas e não queimadas. (1NQ): área não queimada um; (1QU) área queimada um; (2NQ) área não queimada dois; (2QU) área queimada dois; (3NQ) área não queimada três e (3QU) área queimada três. N: código das espécies e abreviatura de cada espécie de abelha utilizada nos desenhos dos grafos de rede de interação..... 115

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANOVA – *Analysis of Variance*;

ANOSIM – *Analysis of Similarities*;

Áreas de estudo: QU – queimado; NQ – não queimado; 1NQ – área não queimada um; 1QU – área queimada um; 2NQ – área não queimada dois; 2QU – área queimada dois; 3NQ – área não queimada três; 3QU – área queimada três.

Cor dos pratos armadilhas: Am – amarelo; Az – Azul e Br – Branca.

Dr. – Doutor;

Espécies de abelhas: Oxafla – *Oxaea flavescens* Klug, 1807; Apimel – *Apis mellifera* Linnaeus, 1758; Bommo – *Bombus morio* (Swederus, 1787); Bompa – *Bombus pauloensis* Friese, 1913; Eufaur – *Eufriesea auriceps* (Friese, 1899); Eufnig – *Eufriesea nigrohirta* (Friese, 1899); Eugmel – *Euglossa melanotricha* Moure, 1967; Eulnig – *Eulaema nigrita* Lepeletier, 1841; Frivar – *Frieseomelitta varia* (Lepeletier, 1836); Geomo – *Geotrigona mombuca* (Smith, 1863); Geosu – *Geotrigona subterranea* (Friese, 1901); Parlin – *Paratrigona lineata* (Lepeletier, 1836); Scabip – *Scaptotrigona bipunctata* (Lepeletier, 1836); Tetang – *Tetragonisca angustula* (Latreille, 1811); Trispi – *Trigona spinipes* (Fabricius, 1793); Cenaen – *Centris aenea* Lepeletier, 1841; Cenvar – *Centris varia* (Erichson, 1848); Centar – *Centris tarsata* Smith, 1874; Centri – *Centris trigonoides* Lepeletier, 1841; Cenfus – *Centris fuscata* Lepeletier, 1841; CenXsp – *Centris (Xanthemisia)* sp. nov.; Epibic – *Epicharis bicolor* Smith, 1854; Epiana – *Epicharis analis* Lepeletier, 1841; Melseg – *Melitoma segmentaria* (Fabricius, 1804); Meltor – *Melitoma torquata* Roig-Alsina, 2009; Mesbic – *Mesocheira bicolor* (Fabricius, 1804); Gaenig – *Gaesischia nigra* Moure, 1968; Exoana – *Exomalopsis analis* Spinola, 1853; Exoaur – *Exomalopsis auropilosa* Spinola, 1853; Arhdic – *Arhysoceble dichroopoda* Moure, 1948; Lopmin – *Lophopedia minor* Aguiar, 2009; Trisp1 – *Trigonopedia* sp.01; Trisp2 – *Trigonopedia* sp.02; Xansp1 – *Xanthopedia* sp.01; Tetsp1 – *Tetrapedia* sp.01; CerCe1 – *Ceratina (Ceratinula)* sp.01; CerCe2 – *Ceratina (Ceratinula)* sp.02; CerCe3 – *Ceratina (Ceratinula)* sp.03; CerCe4 – *Ceratina (Ceratinula)* sp.04; CerCe5 – *Ceratina (Ceratinula)* sp.05; CerCe6 – *Ceratina (Ceratinula)* sp.06; CerCe7 – *Ceratina (Ceratinula)* sp.07; CerCe8 – *Ceratina (Ceratinula)* sp.08; CerCe9 – *Ceratina (Ceratinula)* sp.09; CeCr4 – *Ceratina (Crewella)* sp.04; CeCr8 – *Ceratina (Crewella)* sp.08;

CeCr9 – *Ceratina (Crewella)* sp.09; CeCr11 – *Ceratina (Crewella)* sp.11; CeCr13 – *Ceratina (Crewella)* sp.13; CeCr20 – *Ceratina (Crewella)* sp.20; CeCr21 – *Ceratina (Crewella)* sp.21; CeCr22 – *Ceratina (Crewella)* sp.22; CeCr23 – *Ceratina (Crewella)* sp.23; CeCr24 – *Ceratina (Crewella)* sp.24; CeCr25 – *Ceratina (Crewella)* sp.25; Xyltru – *Xylocopa truxali* Hurd & Moure, 1963; Xylabb – *Xylocopa abbreviata* Hurd & Moure, 1963; Xylbra – *Xylocopa brasiliatorum* (Linnaeus, 1767); Xylhir – *Xylocopa hirsutissima* Maidl, 1912; Xylmac – *Xylocopa macrops* Lepeletier, 1841; Xylsub – *Xylocopa subcyanea* Pérez, 1901; Xylart – *Xylocopa artifex* Smith, 1874; Xylnog – *Xylocopa nogueirai* Hurd & Moure, 1960; Xylele – *Xylocopa elegans* Hurd & Moure, 1963; Colfu – *Colletes furfuraceus* Holmberg, 1886; Colspn – *Collete* sp. nov.; HylCe1 – *Hylaeus (Cephylaeus)* sp.01; HylHn1 – *Hylaeus (Hylaena)* sp.01; HylHp1 – *Hylaeus (Hylaeopsis)* sp.01; Chisp1 – *Chilicola* sp.01; Auamp – *Augochlora amphitrite* (Schrottky, 1909); Aueso – *Augochlora esox* (Vachal, 1911); AuAu1 – *Augochlora (Augochlora)* sp.01; Augsp1 – *Augochlorella* sp.01; Augcle – *Augochloropsis cleopatra* (Schrottky, 1902); Augele – *Augochloropsis electra* (Smith, 1853); Augiri – *Augochloropsis iris* (Schrottky, 1902); Augmul – *Augochloropsis multiplex* (Vachal, 1903); Augsp1 – *Augochloropsis* sp.01; Augsp2 – *Augochloropsis* sp.02; Cerat2 – *Ceratalictus* sp.02; Neosp – *Neocorynura (Neocorynura)* sp.; Parjoc – *Paroxystoglossa jocasta* (Schrottky, 1910); Psegra – *Pseudaugochlora graminea* (Fabricius, 1804); Pseind – *Pseudaugochlora indistincta* Almeida, 2008; Agacha – *Agapostemon chapadensis* Cockerell, 1900; Caesp1 – *Caenohalictus* sp.01; Diasp2 – *Dialictus* sp. 02; Diasp3 – *Dialictus* sp. 03; Diasp4 – *Dialictus* sp. 04; Diasp7 – *Dialictus* sp. 07; Diasp11 – *Dialictus* sp. 11; Diasp15 – *Dialictus* sp. 15; Diasp16 – *Dialictus* sp. 16; Diasp21 – *Dialictus* sp. 21; Diasp22 – *Dialictus* sp. 22; Diasp26 – *Dialictus* sp. 26; Dicsp1 – *Dicranthidium* sp.01; Epatig – *Epanthidium tigrinum* (Schrottky, 1905); CoeAc1 – *Coelioxys (Acrocoelioxys)* sp.01; Coesim – *Coelioxys simillima* Smith, 1854; MegCh1 – *Megachile (Chrysosarus)* sp.01; Megrav – *Megachile rava* Vachal, 1909; Meglae – *Megachile laeta* Smith, 1853; Megaur – *Megachile aureiventris* Schrottky, 1902; Megbot – *Megachile botucatuna* Schrottky, 1913; Megcur – *Megachile curvipes* Smith, 1853; Megter – *Megachile terrestris* Schrottky, 1902.

Espécies de Plantas Visitadas: Pfafsp – *Pfaffia* sp.; Hipmor – *Hippeastrum morelianum* Lem.; Chrmul – *Chromolaena multiflosculosa* King & Rob.; Lycpin – *Lychnophora pinaster* Mart.; Symbra – *Symphypappus brasiliensis* (Gardner) R.M.King & H.Rob.; Clesp – *Cleome* sp.; Kiecor – *Kielmeyera coriacea* Mart. & Zucc.; Dicsp – *Dichorisandra* sp. J.C. Mikan.; Evolin – *Evolvulus linarioides* Meisn.; Iposp – *Ipomoea rupestris* Sim.-Bianch. & Pirani; Croser – *Croton serratoideus* Radcl.-Sm. & Govaerts.;

Chamsp – *Chamaecrista* sp. Moench.; Mimcal – *Mimosa calodendron* Mart. ex Benth.;
Permed – *Periandra mediterranea* (Vell.) Taub.; Erimac – *Eriope macrostachya* Mart. ex
Benth.; Bancam – *Banisteriopsis campestris* (A.Juss.) Little.; Byrvar – *Byrsonima variabilis*
A.Juss.; Peitom – *Peixotoa tomentosa* A.Juss.; Sidsp – *Sida* sp.; Leasp – *Leandra* sp.; Micmar
– *Microlicia martiana* O. Berg ex Triana.; Tibhet – *Tibouchina heteromalla* (D.Don) Cogn.;
Tibspnv – *Tibouchina* sp. nov.; Mymon – *Myrcia montana* Cambess.; Micpan – *Microtea*
paniculata Moq.; Galcen – *Galianthe centranthoides* (Cham. & Schltdl.) E.L.Cabral.; Galper
– *Galianthe peruviana* (Pers.) E.L.Cabral.; Mithir – *Mitracarpus hirtus* (L.) DC.; Velalb –
Vellozia albiflora Pohl.; Velgra – *Vellozia graminea* Pohl.; Lansp – *Lantana* sp.; Stagla –
Stachytarpheta glabra Cham.

IC – Intervalo de Confiança;

IEF – Instituto Estadual de Florestas;

Msc. – Mestre;

NMDS – *Non-Metric Multidimensional Scaling*;

NODF - *Nestedness metric based on Overlap and Decreasing Fill*;

PAST - *Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis*;

PESRM – Parque Estadual da Serra do Rola Moça;

SEMAD – Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável;

SIMPER – *Similarity percentage breakdown*;

Situação de coleta: Fl – flor; Su – suor, Vo – voo e Po – pousada na vegetação.

UFMG – Universidade Federal de Minas Gerais;

INTRODUÇÃO GERAL

Fogo no Cerrado e seu efeito para as comunidades

A ocorrência natural ou antrópica do fogo em áreas de Cerrado provoca diversos efeitos relativamente bem conhecidos na vegetação. O fogo pode alterar a germinação de sementes (Roth, 1982; Tyler, 1995), a rebrota como estratégia de regeneração (Medeiros & Miranda, 2005), afetar a reprodução, provocar ocorrência de floração sincronizada, aumento na quantidade de frutos e sementes (Coutinho, 1980; Munhoz & Felfili, 2007) e causar mudanças na tenacidade das folhas (Vieira *et al.*, 1996). A ação frequente do fogo também altera significativamente a fitofisionomia da paisagem, na qual as áreas queimadas se tornam mais abertas, com redução na densidade de árvores, estimulando o estabelecimento de plântulas de diversas espécies e aumentando a dominância de extrato graminóide, herbáceo e de pequenos arbustos (Hoffmann, 1996; Hoffmann, 2000; Medeiros & Miranda, 2005; Miranda *et al.*, 2002).

A vegetação do Bioma Cerrado também é conhecida por apresentar algumas características ligadas à presença frequente do fogo, que lhes permitem sobreviver e regenerar rapidamente. Como por exemplo, a maioria das espécies arbóreas apresenta tronco fortemente suberizado, que protege seus tecidos internos das elevadas temperaturas. As espécies herbáceas, como gramíneas e ciperáceas e as espécies subarbustivas, têm suas gemas protegidas através da estrutura das folhas e muitas espécies apresentam órgãos subterrâneos desenvolvidos, providos de gemas capazes de formar ramos aéreos, tanto vegetativos como reprodutivos, após a passagem do fogo; garantindo a permanência e sobrevivência dessas espécies no ambiente (Coutinho, 1980; Coutinho, 1990; Eiten, 1972). De acordo com Coutinho (1990) praticamente a maioria da vegetação do Cerrado tem evoluído para tolerar, ou até mesmo dependem do fogo para continuarem a existir.

Quando se fala em efeitos do fogo sobre comunidades animais das formações savânicas brasileiras, pouco se conhece sobre esse assunto, existindo um baixo número de trabalhos publicados, quando comparado com a alta diversidade de animais no cerrado (Frizzo *et al.*, 2011). Entretanto é bem conhecido que o efeito do fogo sobre a comunidade animal depende tanto da vulnerabilidade de cada espécie de se afugentar e sobreviver, quanto das características do fogo como: estação da queima, variações na frequência, intensidade e severidade (Frizzo *et al.*, 2011; Lyon *et al.*, 2000). Tais características podem causar

mudanças de maior ou menor intensidade na estrutura da vegetação, sendo que quanto mais drástica a mudança na estrutura da vegetação, maiores são os impactos sobre a capacidade das espécies da fauna sobreviventes ao incêndio, se manterem no ambiente (Parr & Brockett, 1999). Assim as populações e comunidades da fauna, são muito mais influenciadas pelas mudanças que o fogo faz no habitat desses animais do que pelo próprio fogo (Lyon *et al.*, 2000).

Incêndios podem afetar a fauna por uma variedade de respostas que geralmente são divididas em efeitos diretos ou de curto-prazo e efeitos indiretos ou de longo-prazo. Os efeitos diretos são aqueles que ocorrem durante a fase de combustão e logo após a passagem do fogo, com duração de algumas semanas ou meses, causando mudanças de comportamentos nos animais, como deslocamentos, mortes, injúrias, queimaduras e asfixia. Enquanto os efeitos indiretos do fogo são aqueles tardios, provocados por mudanças na estrutura da vegetação, podendo criar ou destruir habitats, acarretando alterações na estrutura das comunidades da fauna; tais efeitos correspondem à fase de recuperação, podendo ser sentindo ao longo de vários anos após o fogo (Lyon *et al.*, 2000; Alegre *et al.*, 2010). As respostas dos animais aos efeitos indiretos vão ser determinadas pelo grau de alteração na vegetação, o que influenciará a disponibilidade e qualidade dos recursos alimentares, a mobilidade ou não para outras áreas, locais e parceiros para reprodução, disponibilidade de locais para abrigo e proteção, além de locais para nidificação (Lyon *et al.*, 2000; Whelan, 1995).

O processo que mais influencia na ação do fogo sobre a comunidade animal é o regime do fogo (Alegre *et al.*, 2010). Este é composto por vários fatores considerados determinantes sobre as populações de animais afetados, os principais deles são: a frequência, intensidade, época do ano, forma, extensão, heterogeneidade, velocidade de propagação das chamas, etc., (Franceschinelli & Bawa, 2005; Alegre *et al.*, 2010; Lyon *et al.*, 2000). Incêndios de baixa intensidade e severidade ocorrem em locais onde é frequente a ação do fogo e não há tempo suficiente para a vegetação acumular grande volume de biomassa combustível. Estes incêndios frequentes favorecem a predominância de herbáceas e arbustos em detrimento da vegetação arbórea (Kauffman *et al.*, 1994; Hoffmann, 1996) alterando a vegetação e assim provocando efeitos permanentes na fauna (Alegre *et al.*, 2010). Enquanto uma baixa frequência de incêndios ocasiona maior acúmulo de biomassa combustível, determinando incêndios de grande intensidade e severidade, provocando grandes mudanças nas condições microclimáticas da fauna local (Ramos-Neto & Pivello, 2000; Miranda *et al.*, 1993). Pivello & Coutinho (1992) indicam que é necessário para a reciclagem dos nutrientes

importantes para o ecossistema, retidos na vegetação, um intervalo de ao menos três anos entre queimadas.

As repostas da fauna ao fogo variam amplamente entre as espécies. Os animais resistem à passagem do fogo de acordo com suas características biológicas como mobilidade, busca por refúgios e abrigos subterrâneos (Alegre *et al.*, 2010; Lyon *et al.*, 2000), sendo que tal resistência também está ligada a comportamentos e histórias de vida favoráveis (Lyon *et al.*, 2000; Whelan, 1995). Temos como exemplo de animais com grande mobilidade aves, grandes mamíferos e grupos alados de insetos, que são conhecidos por serem pouco afetados pela queima, por se dispersarem por longas distâncias, e conseguirem buscar refúgios em áreas adjacentes como florestas e matas de galeria (Prada & Marinho-Filho, 2004; Alegre *et al.*, 2010). Os mamíferos de pequeno porte, os reptéis e os anfíbios, por exemplo, evitam o fogo procurando refúgios no interior de áreas queimadas e uso de abrigos como buracos e tocas (Alegre *et al.*, 2010).

Outra característica das repostas dos animais ao fogo, principalmente aqueles que possuem alta capacidade de dispersão, é a atração destes para a colonização e exploração das áreas queimadas. Estes podem ser atraídos pelo calor, fumaça e principalmente pelo aumento da disponibilidade de recursos alimentares. O fogo pode atrair para o local, predadores oportunistas ou necrófagos que se alimentam das carcaças de animais queimados. As aves de rapinas e grandes carnívoros são geralmente favorecidos, devido redução dos esconderijos e maior exposição das presas. As árvores mortas tornam-se alimentos para milhares de insetos (Lyon *et al.*, 2000; Alegre *et al.*, 2010). A nova folhagem da vegetação que brota aumenta a disponibilidade de alimentos para os herbívoros, tanto mamíferos, como artrópodes. Os insetos atraídos conseqüentemente se tornam temporariamente recursos alimentares disponíveis para aves insetívoras (Braithwaite & Estbergs, 1987; Lyon *et al.*, 2000; Alegre *et al.*, 2010), quanto para reptéis como lagartos; que tem suas abundâncias aumentadas (Cunningham *et al.*, 2002) e a maior liberação de sementes sobre o solo após o fogo, atrai também aves granívoras para o local (Hutto, 1995; Lyon *et al.*, 2000; Alegre *et al.*, 2010).

Os artrópodes por sua diversidade, apresentam grande heterogeneidade nas características biológicas (Alegre *et al.*, 2010), devido à variedade de fatores como mobilidade (alados e não alados), estágios de vida (imaturo ou maturo) durante o fogo, diferenças dos seus micro-habitats como vegetação, superfície ou interior do solo e reação quanto a alterações no habitat (Alegre *et al.*, 2010; Swengel, 1996; Hanula & Wade, 2003), não exibindo conseqüentemente um padrão típico ao efeito do fogo (Alegre *et al.*, 2010). Assim muitos estudos tem encontrado repostas negativas dos artrópodes ao efeitos causados

pelo fogo, mas com recuperação relativamente rápida. Como em Harper *et al.* (2000) verificando o efeito do fogo sobre artrópodes em pradarias, encontraram que a riqueza e abundância total, exceto de uma espécie, diminuíram drasticamente logo após o fogo, contudo havendo uma recuperação destes índices na próxima estação. Em Springett (1976) observou-se que invertebrados de serrapilheira, após o fogo controlado em Florestas da Austrália, tiveram a sua diversidade e densidade reduzidas, ocorrendo o desaparecimento de até 50% de espécies, mas com o reaparecimento dessas espécies com o tempo.

Por outro lado, há estudos que comprovam que o fogo pode beneficiar muitas comunidades de artrópodes, através da restauração e manutenção de habitats adequados (Black *et al.*, 2011). No estudo de Hartley *et al.* (2007) notou-se que o uso do fogo anual em pradarias, limita abundância de plantas lenhosas e aumenta a diversidade de artrópodes, respectivamente. Segundo os autores, os artrópodes podem ter sido atraídos pela vegetação herbácea e gramíneas que crescem na área queimada, sendo preferidas pelos herbívoros. Sugerindo ainda que a recolonização das áreas queimadas, próximas a refúgios é um fator importante para recuperação das populações de insetos. O fogo também pode atrair uma grande diversidade de artrópodes, através da percepção da fumaça e altas temperaturas; muitos deles utilizam as árvores queimadas para reprodução e as larvas que nascem se alimentam da madeira morta (Lyon *et al.*, 2000). Outros são atraídos por plantas que estão regenerando, como é o caso de insetos que se alimentam de seiva e há também o aumento de insetos micofágos, favorecidos devido à elevada quantidade de fungos em áreas recentemente queimadas (WiKars, 2002).

Com relação a apifauna, os poucos estudos encontrados sobre os efeitos do fogo neste grupo, demonstram que a estrutura das comunidades de abelhas são afetadas por mudanças na vegetação, na disponibilidade de recursos florais e de recursos para nidificação, bem como pela intensidade do fogo e o tipo de clima em que o fogo ocorre (Potts *et al.*, 2003; Potts *et al.*, 2005; Moretti *et al.*, 2009; Williams *et al.*, 2010). De acordo com Potts *et al.* (2003) a relação entre comunidades de planta-polinizador são afetadas pelo fogo, encontrando durante os dois primeiros anos pós fogo um pico na diversidade de abelhas e de plantas anuais. Confirmando assim que há uma estreita relação entre mudanças na comunidade de plantas e abelhas. Ao avaliar a riqueza e abundância de espécies de abelhas após o fogo em florestas, Potts *et al.* (2003), Potts *et al.* (2005) e Moretti *et al.* (2009) observaram que áreas recentemente queimadas (2-5 anos pós fogo) sustentavam uma maior abundância e maior riqueza de espécies, quando comparado com áreas intermediárias (6-30 anos pós fogo) e áreas tardias de recuperação (mais de 30 anos pós fogo). De acordo com estes autores a

disponibilidade de recursos florais e características do habitat que influenciam a disponibilidade de recursos para nidificação após o fogo, desempenharam um papel fundamental na estrutura das comunidades de abelhas.

A disponibilidade de recursos para nidificação das abelhas é completamente modificada pelas alterações das características do habitat pós fogo. Em áreas recentemente queimadas as abelhas construtoras de ninhos em locais acima do solo como em galhos de árvores, madeira morta por exemplo, se tornam menos abundantes, enquanto abelhas que constrói ninhos em cavidades abaixo do solo não são significativamente afetadas pelo fogo. Entretanto a medida que a vegetação vai se recuperando do fogo, aumenta-se o número de abelhas que constrói seus ninhos acima do solo e diminui aquelas de ninhos abaixo do solo, devido a diminuição de áreas com solo descoberto (Williams *et al.*, 2010; Potts *et al.*, 2005).

É conhecido também que o fogo afeta diferencialmente comunidades de abelhas em diferentes climas. Em Moretti *et al.* (2009) encontrou-se que uma baixa intensidade de queimadas em florestas temperadas da Suíça resultam em aumento de habitats de nidificação para as abelhas, que preferem madeira danificada e morta, enquanto a alta intensidade de queimadas nas florestas mediterrânicas de Israel resulta na perda deste habitat. Pelo fato da vegetação mediterrânica ser altamente propensa a ignição, os incêndios são de maior intensidade e extensão nesta região, quando comparados com regiões temperadas, que apresentam incêndios de baixa a média intensidade, que ocorrem durante o período de inverno seco, coincidindo com a dormência da vegetação. Assim nas regiões mediterrânicas devido a alta intensidade do fogo, os galhos e hastes adequados para construção de ninhos nestas áreas, são totalmente destruídos.

Redes de interações entre animais e plantas

Entre animais e plantas existem interações que geram importantes serviços ecológicos, tais como polinização e dispersão de sementes. Além disso, essas interações podem influenciar a dinâmica e a diversidade de uma comunidade (Bascompte *et al.*, 2003 e Lewinsohn *et al.*, 2006) interferindo de modo contínuo tanto na reprodução das plantas quanto na história de vida dos animais (Jordano *et al.*, 2003). Desse modo as interações entre animais e plantas são considerados vitais para a conservação e equilíbrio dos ecossistemas (Bascompte *et al.*, 2006).

As interações em uma comunidade podem ser visualizadas através de conceitos da teoria de redes, que possibilita a quantificação e comparação estatística dos padrões de redes

entre comunidades (Bascompte & Jordano, 2007). As redes de interação entre espécies podem ser representadas equivalentemente por matrizes ou grafos. Em matrizes as espécies são representadas nas linhas (i) e colunas (J) e as interações entre as espécies são dados pelos elementos $a_{i,j}$ da matriz (Jordano *et al.*, 2003). E na forma de grafos cada espécie é representada por um nó e a ligação entre dois nós são representados por linhas que unem os nós, simbolizando a interação entre duas espécies diferentes (Bascompte, 2009). Assim os grafos que descrevem redes mutualísticas são bipartidos, no qual as redes são formadas por dois conjuntos de espécies que interagem entre si como plantas e animais por exemplo, portanto não havendo interações entre espécies dentro de um mesmo conjunto (Jordano *et al.*, 2003).

Os estudos com redes ecológicas são recentes e grande parte foi realizada na última década, tratando principalmente de mutualismos entre plantas e seus visitantes florais e/ou entre plantas e dispersores de sementes (ex. Bascompte *et al.*, 2003; Memmott *et al.*, 2004; Bascompte & Jordano, 2007; Olesen *et al.*, 2007; Bastolla *et al.*, 2009). As principais métricas utilizadas nestas redes mutualísticas são a conectância, o aninhamento e a modularidade.

A conectância, é uma medida de densidade das interações na rede. Essa métrica que mede a proporção das conexões que de fato são observadas, é a razão entre o número de interações observadas (E) e o número de interações possíveis, que por sua vez é dado pelo produto do número plantas (P) e animais (A) da rede por exemplo. Redes mutualísticas pequenas, com poucas espécies geralmente possuem maior valor de conectância que redes com mais espécies (Olesen & Jordano, 2002).

O aninhamento é um padrão estrutural de como ocorrem as interações entre as espécies, consistindo em propriedades de interação na qual especialistas interagem com conjuntos de espécies com as quais os generalistas interagem. Assim, espécies com poucas interações estão conectadas a espécies com muitas interações de outro conjunto (Bascompte *et al.*, 2003). Consequentemente, é comum as redes de interações apresentarem poucas interações fortes e muitas interações fracas (Ulanowicz & Wolff, 1991), o que segundo Bascompte & Jordano (2007) promovem a persistência e a estabilidade da comunidade. Essa métrica estima quão aninhada é uma matriz medindo o quanto das interações estabelecidas por espécies especialistas são um subconjunto de espécies mais generalistas (Bascompte *et al.*, 2003).

Dessa forma, as redes aninhadas não são organizadas aleatoriamente e nem por grupos isolados de espécies (especialistas interagindo apenas com especialistas); pelo contrário, são organizadas ao redor de espécies generalistas (Bascompte, 2009). Este padrão torna a rede

fortemente ligada e pode conferir uma maior robustez à perda de espécies, devido a possível existência de rotas alternativas para o sistema responder às perturbações (Bascompte *et al.*, 2003). Além disso, a persistência de espécies raras é facilitada, já que a maioria interage com espécies generalistas, que têm menor probabilidade de extinção, evidenciando que o padrão aninhado é importante para o equilíbrio das interações (Bastolla *et al.*, 2009).

A maioria das redes mutualísticas de polinização são aninhadas segundo Bascompte *et al.* (2003). O grupo compilou dados de 66 comunidades de dispersores de sementes em comunidades de interações pássaros-planta, de polinizadores como em interações inseto-planta e de redes tróficas de consumidor-recurso; cada uma com diferentes números de espécies localizadas em diferentes latitudes, encontrando um alto número de comunidades mutualísticas que apresentou uma estrutura aninhada. Com este estudo verificou-se que as redes aninhadas são altamente coesas, com muitas plantas generalistas e espécies de animais interagindo entre si, gerando um centro de fortes interações, no qual o resto da comunidade é anexada (Bascompte *et al.*, 2003).

A modularidade é um outro padrão encontrado principalmente em redes de polinizadores e plantas. Em uma estrutura modular ocorre a formação de grupos de espécies que interagem mais entre si do que com outras espécies numa mesma rede, consistindo em subgrupos de espécies (módulos) que são pouco conectados entre si, mas que internamente possuem espécies fortemente conectadas. Os módulos se caracterizam pela existência de espécies centrais, que geralmente é uma planta, com os polinizadores na periferia de cada módulo e ainda existem os conectores que são os responsáveis por conectar os módulos uns aos outros. Assim a modularidade consiste em uma métrica que agrupa espécies em relação às interações que elas realizam (Olesen *et al.*, 2007).

A ligação entre os diferentes módulos é feita por espécies denominadas “espécie-chave”, fator que conduz à implicações para a conservação. Por exemplo, a extinção dessas espécies poderia levar à fragmentação da rede em módulos isolados, agindo negativamente na interação entre as espécies remanescentes (Olesen *et al.*, 2007). Porém, existem indícios de que os efeitos de perturbações se propagam mais lentamente em redes modulares do que em redes não modulares (Olesen *et al.*, 2007; Bezerra *et al.*, 2009). Fator que seria importante para programas de conservação.

Assim os estudos de redes ecológicas são capazes de fornecer um contexto teórico, que permite avaliar as consequências das perturbações no nível de comunidade e dos ecossistemas (Bascompte, 2009). Sendo importantes ferramentas para comparar comunidades, uma vez que mesmo com a variação da composição de espécies, as propriedades topológicas

da rede podem ser medidas, comparadas e sua funcionalidade avaliada (Olesen & Jordano, 2002), de modo que esses modelos comportam fazer comparações de comunidades antes e depois de perturbações, possibilitando a avaliação da funcionalidade das redes de interações em programas de conservação de comunidades (Forup & Memmot, 2005; Forup *et al.*, 2007).

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- Alegre, S. P.; Bautista, S.; Bugalho M.; Carvalho, T.; Catry, F. X.; Coelho, C.; Correia, C.; Esteves, T.; Fernandes, P.; António, A. D.; Moreira, F.; Morgado, R.; Nunes, L. F.; Paiva, V.; Pinheiro, A. Q.; Pinho, P.; Rego, R.; Silva, J. S.; Vallejo, R. 2010. *Ecologia do Fogo e Gestão de Áreas Queimadas*. Isa Press. Portugal 13-289.
- Bascompte, J. 2009. Disentangling the Web of Life. *Science* 325: 416-419.
- Bascompte, J. & Jordano, P. 2007. Plant-Animal Mutualistic Networks: The Architecture of Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 38: 567-593.
- Bascompte, J.; Jordano, P.; Olesen, J. M. 2006. Asymmetric coevolutionary networks facilitate biodiversity maintenance. *Science* 312: 431-433.
- Bascompte, J.; Jordano, P.; Melián, C. J.; Olesen, J. M. 2003. The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100: 9383-9387.
- Bastolla, U.; Fortuna, M. A.; Pascual-García, A.; Ferrera, A.; Luque, B.; Bascompte, J. 2009. The architecture of mutualistic networks minimizes competition and increases biodiversity. *Nature* 458: 1018-1021.
- Bezerra, E. L. S.; Machado, I. C.; Mello, M. A. R. 2009. Pollination networks of oil-flowers: a tiny world within the smallest of all worlds. *Journal of Animal Ecology* 78: 1096-1101.
- Black, S. H.; Shepherd, M.; Vaughan, M. 2011. Rangeland Management for Pollinators. *Society for Range Management* 9-13.
- Braithwaite, R.W. & Estbergs, J. A. 1987. Fire-birds of the top end. *Australian Natural History* 22: 299-302.
- Coutinho, L. M. 1980. As Queimadas e seu Papel Ecológico. *Brasil Florestal* 44: 7-23.
- Coutinho, L.M. 1990. *Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado*. Fire in the Tropical Biota (ed. J. G. Goldammer) 82-105.
- Cunningham, S. C.; Babb, R. D.; Jones, T. R.; Taubert, B. D.; Vegan, R. 2002. Reaction of lizard populations to a catastrophic wildfire in a central Arizona mountain range. *Biological Conservation* 107: 193-201.
- Eiten, G. 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review* 38: 201-341.
- Forup, M. L. & Memmott, J. 2005. The Restoration of Plant–Pollinator Interactions in Hay Meadows. *Restoration Ecology* 13: 265-274.

- Forup, M. L.; Henson, K. S. E.; Craze, P. G.; Memmott, J. 2007. The restoration of ecological interactions: plant–pollinator networks on ancient and restored heathlands. *Journal of Applied Ecology* 45: 742-752.
- Franceschinelli, E. B. & Bawa, K. S. 2005. The post-fire effects on the outcrossing rate of a Brazilian savannah shrub, *Helicteres sacarolha* A.St.-Hil. *Revista Brasileira de Botânica* 28: 163-170.
- Frizzo, T. L. M; Bonizário, C; Borges, M. P.; Vasconcelos, H. L. 2011. Revisão dos Efeitos do Fogo Sobre a Fauna de Formações Savânicas do Brasil. *Oecologia Australis* 15: 365-379.
- Hanula, J. L., & Wade, D. D. 2003. Influence of long-term dormant season burning and fire exclusion on ground-dwelling arthropod populations in longleaf pine flatwoods ecosystems. *Forest Ecology and Management* 175: 163-184.
- Harper, M. G.; Dietrich, C. H.; Larimore, R. L.; Tessene, P. A. 2000. Effects prescribed fire on prairie arthropods: An enclosure study. *Natural Areas Journal* 20: 325-335.
- Hartley, M. K.; Rogers, W. E.; Siemann, E.; Grace, J. 2007. Responses of prairie arthropod communities to fire and fertilizer: balancing plant and arthropod conservation. *American Midland Naturalist* 157: 92-105.
- Hoffmann, W. A. 1996. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. *Journal of Ecology* 84: 383-393.
- Hoffmann, W. A. 2000. Post-establishment seedling success in the Brazilian Cerrado: A comparison of savanna and forest species. *Biotropica* 32: 62-69.
- Hutto, R. L., 1995. Composition of bird communities following stand-replacement fires in northern Rocky Mountain (USA) conifer forests. *Conservation Biology* 9: 1041-1085.
- Jordano, P.; Bascompte, J.; Olesen, J. M. 2003. Invariant properties in coevolutionary networks of plant-animal interactions. *Ecology Letters* 6: 69-81.
- Kauffman, J. B.; Cummings, D. L.; Ward, D. E. 1994. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian cerrado. *Journal of Ecology* 82: 519-531.
- Lewinsohn, T. M., Prado, P. I., Jordano, P., Bascompte, J.; Olesen J. M. 2006. Structure in plant-animal interaction assemblages. *Oikos* 113: 174-184.
- Lyon, L. J.; Huf, M. H.; Hooper, R.G.; Telfer, E. S.; Schreiner, D. S.; Smith, J. K. 2000. *Fire Effects on wildlife Food*. In: Wildland fire in ecosystems: effects of fire on fauna. Ogden, UT: USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station 51-58.
- Medeiros, M. B. & Miranda, H. S. 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. *Acta Botânica Brasilica* 19: 493-500.
- Memmott, J.; Waser, N. M.; Price, M. V. 2004. Tolerance of pollination networks to species extinctions. *Proceedings of the Royal Society of London B* 271: 2605-2611.

- Miranda, A. C.; Miranda, H. S.; Dias, I. D. O.; Dias, B. F. D. 1993. Soil and air temperatures during prescribed cerrado fires in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 9: 313-320.
- Miranda, H. S.; Bustamante, M. M. C. & Miranda, A. C. 2002. *The fire factor*, 51-68. In: Olivera, P. S. & Marquis, R. J. (eds). *the cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. Columbia University Press.
- Moretti, M.; Bello, F.; Roberts, S. P. M.; Potts, S. G. 2009. Taxonomical vs. functional responses of bee communities to fire in two contrasting climatic regions. *Journal of Animal Ecology* 78: 98-108.
- Munhoz, C. B. R. & Felfili, J. M. 2007. Reproductive phenology of an herbaceous-subshrub layer of a Savannah (Campo Sujo) in the cerrado biosphere reserve I, Brazil. *Brazilian Journal of biology* 67: 631-637.
- Olesen, J. M. & Jordano, P. 2002. Geographic patterns in plant-pollinator mutualistic networks. *Ecology* 83: 2416-2424.
- Olesen, J. M.; Bascompte, J.; Dupont, Y. L.; Jordano, P. 2007. The modularity of pollination networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 19891-19896.
- Parr, C. L. & Brockett, B. H. 1999. Patch-mosaic burning: a new paradigm for savanna fire management in protected areas?. *Koedoe* 42: 117-130.
- Pivello, V. R. & Coutinho, L. M. 1992. Transfer of macronutrients to the atmosphere during experimental burnings in an open cerrado (Brazilian savanna). *Journal of Tropical Ecology* 8: 487-497.
- Potts, S. G.; Vulliamy, B.; Dafni, A.; Ne'eman, G.; O'Toole, C.; Roberts, S.; Willmer, P. 2003. Response of plant-pollinator communities to fire: changes in diversity, abundance and floral reward structure. *Oikos* 101: 103-112.
- Potts, S. G.; Vulliamy, B.; Roberts, S.; O'Toole, C.; Dafni, A.; Ne'Eman, G.; Willmer, P. 2005. Role of nesting resources in organising diverse bee communities in a Mediterranean landscape. *Ecological Entomology* 30: 78-85.
- Prada, M. & Marinho-Filho, J. 2004. Effects of Fire on the Abundance of Xenarthrans in Mato Grosso, Brazil. *Austral Ecology* 29: 568-573.
- Ramos-Neto, M. B. & Pivello, V. R. 2000. Lightning fires in a Brazilian Savanna National Park: Rethinking management strategies. *Environmental Management* 26: 675-684.
- Roth, P. S. 1982. O efeito do fogo sobre a quebra de dormência em sementes de braçaatinga (Mimosa braçaatinga Hoehne). Piracicaba: IPEF. (Circular Técnica n.143).
- Springett, J. 1976. The effect of prescribed burning on the soil fauna and litterdecomposition in Western Australia forests. *Australian Journal of Ecology* 1: 77-82.
- Swengel, A. B. 1996. Effects of fire and hay management on abundance of prairie butterflies. *Biological Conservation* 76:73-85.

- Tyler, C. M. 1995. Factors contributing to postfire seedling establishment in chaparral: direct and indirect effects of fire. *Journal of Ecology* 83: 1009-1020.
- Ulanowicz, R. E. & Wolff, W. F. 1991. Ecosystem flow networks: Loaded dice? *Mathematical Biosciences* 103: 45-68.
- Vieira, E. M.; Andrade, I.; Price, P.W. 1996. Fire effects on a *Palicourea rigida* (Rubiaceae) gall midge: A test of the plant vigor hypothesis. *Biotropica* 28: 210-217.
- Whelan, R. J. 1995. *The Ecology of fire*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, (Cambridge Studies in Ecology) 200-231.
- Wikars, L. O. 2002. Dependence on fire in wood-living insects: An experiment with burned and unburned spruce and birch logs. *Journal of Insect Conservation* 6: 1-12.
- Williams, N. M.; Crone, E. E.; Roulston, T. H.; Minckey, R. L.; Packer, L.; Potts, S. G. 2010. Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. *Biological Conservation* 143: 2280-2291.

CAPÍTULO 1

EFEITOS DO FOGO SOBRE A ESTRUTURA DE COMUNIDADES DE ABELHAS EM ÁREAS DE CANGA NO CERRADO



Área de canga couraçada queimada (esquerda) e não queimada (direita)

RESUMO

Queimadas naturais e antrópicas são muito comuns na estação seca no Cerrado e são apontadas como agentes transformadores importantes da vegetação e da fauna neste domínio. Por isto, entender como as abelhas respondem a esses eventos é muito importante para a conservação da estrutura de suas comunidades. Como o conhecimento sobre os efeitos do fogo em abelhas é reduzido e estudos sobre o efeito das queimadas sobre a apifauna do Cerrado são inexistentes, o presente trabalho foi proposto para avaliar a influência do fogo sobre a estrutura de comunidades de abelhas em áreas de canga couraçada, comparando a riqueza, abundância e composição de espécies entre áreas queimadas e não queimadas. Foram amostradas seis áreas, sendo três áreas queimadas contíguas e pareadas com três áreas não queimadas. As coletas iniciaram-se algumas semanas após o incêndio e foram repetidas mensalmente, ao longo dos seis meses seguintes, empregando-se dois métodos: coleta ativa com rede entomológica manual e pratos armadilha. Na coleta ativa, encontrou-se maior riqueza e abundância média nas áreas não queimadas, com interação significativa entre tratamentos e mês para a riqueza média, sendo que para a abundância média a interação entre esses fatores foi marginalmente significativa, e houve diferença significativa na composição de espécies de áreas queimadas e não queimadas em dois dos três pares de áreas; esses resultados estiveram associados a maior disponibilidade de recursos florais em áreas não queimadas. As amostras obtidas com pratos-armadilha revelaram que não houve um padrão associado à incidência do fogo, com as áreas queimadas apresentando maior riqueza e abundância médias, sendo que para a interação tratamentos e mês tanto para riqueza média como abundância média, não houve diferença significativa. E quanto a composição de espécies houve similaridade entre áreas queimadas e não queimadas.

Palavras-chave: Fogo, campo rupestre sobre canga, recursos florais, abelhas.

ABSTRACT

Natural and antropic fires are very common during the dry season in the Cerrado (Brazilian savanna) and are pointed as important transforming agents of the fauna and flora in this domain. For this reason, understanding how bees respond to these events is important for the conservation of their communities' structure. Since the knowledge on the effects of fire on bees is meager and there are no studies on the effects of fires on the bee fauna of the Cerrado, this work was proposed to evaluate the influence of fire on the community structure of bees, comparing bee abundance and species richness and composition in burned and unburned areas of “canga couraçada” (shrubby vegetation on hardly sintered, iron-rich soil over 1000 m above sea level). We sampled six sites, three burned areas and paired with three adjacent unburned areas. Sampling started few weeks after a fire event and was repeated monthly for six months. Two sampling methods were employed: active sampling with hand net and pan-traps. Active sampling suggested greater average abundance and species richness in unburned areas, with significant interaction between treatment and month to the average richness and average abundance the interaction between these factors was marginally significant, it also revealed significant difference in species composition between burned and unburned areas in two of the three area-pairs; such results were associated with greater availability of floral resources in unburned areas. Samples obtained with pan-traps, revealed that there was not a pattern associated with the incidence of fire, with burned areas presenting larger average abundance and species richness, and the interaction treatments and month for average abundance and richness was not significantly different. With similarity of species between burned and unburned areas.

Keywords: Fire, *canga*, floral resources, bees.

1. INTRODUÇÃO

É comum durante a estação seca no Cerrado a ocorrência natural ou antrópica de queimadas, que são apontadas como importantes agentes transformadores e de manutenção das comunidades vegetais (Coutinho, 1990). Apesar do efeito causado pelas queimadas ser muito estudado em vegetações, está cada vez mais frequente trabalhos que tem relatado o seu efeito também em comunidades animais (Vieira, 1999; Harper *et al.*, 2000; Prada & Marinho-Filho, 2004). Estes evidenciam a importância de não apenas estudar os efeitos do fogo sobre a flora, mas também sobre a fauna que sofre, tanto com a ação dos efeitos diretos como altas temperaturas, fumaças e chamas, quanto com efeitos indiretos causados pela queima da vegetação que altera a disponibilidade de recursos alimentares, locais para nidificação, abrigo e proteção (Lyon *et al.*, 2000; Whelan, 1995).

Após as alterações no ambiente causadas pela ação do fogo, algumas espécies de animais são beneficiadas pelas novas condições da área. Frequentemente, as primeiras espécies que chegam em um ambiente afetado pelo fogo são as que sobrevivem melhor em condições xéricas; como espécies adaptadas ou generalistas, cujos efeitos negativos causados pela limitação de alguns recursos são poucos, devido a flexibilidade de forrageio e/ou locais para a nidificação. Com a recuperação da vegetação pós fogo, o aumento na disponibilidade de recursos acaba se refletindo na fauna, assim espécies especialistas passam a chegar a estas áreas à medida que os recursos por elas utilizados são restabelecidos. Porém conseguir determinar a dimensão desses efeitos e quando a comunidade animal consegue se recuperar dos prejuízos causados pós fogo é uma questão ainda complexa (Frizzo *et al.*, 2011).

Com relação aos artrópodes, os estudos relacionados sobre o efeito do fogo neste grupo mostram que estes apresentam repostas variadas aos distúrbios causados por este fator. Há trabalhos que relatam redução na abundância, riqueza e diversidade de espécies, mas com uma rápida recuperação desse índices com o tempo (Springett, 1976; Harper *et al.*, 2000). Outros comprovam que o fogo pode beneficiar muitas comunidades de artrópodes, através da restauração e manutenção de habitats adequados (Black *et al.*, 2011). Sendo que muitas espécies utilizam árvores queimadas para nidificarem e outros são atraídos por recursos oferecidos pela vegetação que cresce e floresce nas áreas queimadas (Lyon *et al.*, 2000).

Quanto aos efeitos do fogo sobre a estrutura de comunidades de abelhas, estes são causados principalmente por alterações na vegetação e na disponibilidade de recursos florais;

bem como pela intensidade e o tipo de clima em que o fogo ocorre (Potts *et al.*, 2003b; Potts *et al.*, 2005; Moretti *et al.*, 2009; Williams *et al.*, 2010). De acordo com Potts *et al.* (2003b) e Potts *et al.* (2005) em áreas de floresta afetadas por queimadas, durante os primeiros anos pós fogo há um aumento na riqueza e diversidade de espécies de abelhas. Demonstrando que as características do habitat como a disponibilidade de recursos florais de plantas anuais, desempenham um papel fundamental na estrutura das comunidades durante os primeiros anos.

Outro importante efeito é a alteração na disponibilidade de recursos para nidificação no habitat pós fogo. Em áreas recém queimadas as abelhas que nidificam acima do solo como em galhos, ramos e madeira se tornam menos abundantes, enquanto abelhas que nidificam abaixo do solo não são afetadas severamente. Entretanto à medida que a vegetação se recupera, aumenta-se o número de abelhas que nidificam acima do solo e diminui aquelas de ninhos em cavidades, devido a diminuição de áreas com solo descoberto (Williams *et al.*, 2010; Potts *et al.*, 2005).

O que é possível saber, apesar dos poucos estudos sobre o efeito do fogo em comunidades de abelhas é que as repostas deste grupo varia com o tempo decorrido depois do impacto, com as alterações do habitat que influenciam a disponibilidade de recursos florais e de nidificação, e com mudanças na riqueza e diversidade de espécies nas áreas afetadas. Confirmando assim, que há uma estreita relação entre mudanças nas comunidades de plantas e abelhas após a ocorrência de queimadas (Potts *et al.*, 2003b; Potts *et al.*, 2005; Moretti *et al.*, 2009).

Visto que o fogo é um proeminente fator ecológico no Cerrado (Coutinho, 1990; Miranda *et al.*, 2002), torna-se de extrema relevância entender como a biota responde a esse evento para a conservação dos ecossistemas terrestres, especialmente em face do aumento das atividades antrópicas. E como ainda é reduzido o conhecimento dos efeitos do fogo em abelhas e estudos sobre os efeitos deste na Apifauna do Cerrado brasileiro são inexistentes, esse trabalho visa avaliar a influência do fogo sobre a estrutura de comunidades de abelhas em áreas de canga couraçada, comparando a riqueza, abundância e composição de espécies entre pares de áreas queimadas e não queimadas. Avaliando as seguintes hipóteses: 1) Há um efeito negativo do fogo sobre riqueza e abundância de abelhas, ou seja estes índices serão significativamente menores em áreas queimadas, devido a baixa disponibilidade de recursos florais nestas áreas; 2) Existe uma diminuição dos efeitos do fogo sobre a riqueza e abundância de abelhas ao longo do tempo; 3) As áreas de canga queimadas e não queimadas apresentarão formações vegetacionais diferentes, com diferentes níveis de estratificação e floração, conseqüentemente apresentarão uma composição distinta de espécies de abelhas. 4)

A similaridade de espécies de abelhas entre os pares de áreas queimadas e não queimadas é pequena logo após o fogo e aumenta com o tempo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

2.1.1 Localização e Caracterização

O estudo foi desenvolvido no Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM). O parque foi criado no ano de 1994 (Decreto Estadual 36.071/94) e está inserido na parte central de Minas Gerais, na região do Quadrilátero Ferrífero, porção sul do Complexo da Serra do Espinhaço. Situado na confluência das Serras do Curral, Três Irmãos e da Moeda, englobando parte de quatro municípios: Belo Horizonte, Nova Lima, Ibirité e Brumadinho, entre as coordenadas geográficas 44°01'15"-43°58'28"W e 22°03'29"-22°00'19" (Fundação Biodiversitas, 2007).

O PESRM, apresenta uma área total de aproximadamente 3.941,09 hectares, inserida em um ambiente que abrange formações vegetacionais de Cerrado (cerrado sensu strictu, savana gramíneo lenhosa, campos de gramíneas, campos rupestres sobre quartzito e sobre canga) e de Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual). Abriga várias nascentes e cabeceiras de rios das bacias do rio das Velhas e do rio Paraopeba, compondo um alto potencial hidrológico importante para parte do abastecimento das cidades de Belo Horizonte, Ibirité e Brumadinho (Fundação Biodiversitas, 2007).

O relevo do PESRM apresenta-se dividido em compartimentos caracterizados por quatro tipos de litologias (litótipos) predominantes entre as rochas do Quadrilátero Ferrífero que afloram na área (Itabiritos, Dolomitos, Filitos e Quartzitos). Sendo caracterizado por ser irregular, com topografia que varia de colinas levemente onduladas a áreas muito acidentadas com altitudes que variam de 600 a 1.500m (Fundação Biodiversitas, 2007).

O clima segundo a classificação de Köppen é tropical de altitude, caracterizado por uma estação chuvosa no verão e outra tipicamente seca no inverno e temperatura média anual em torno de 18°-21°C (Brandão, 1992). Segundo o 5° Distrito do Instituto Nacional de Meteorologia, a média pluviométrica anual da região é de 1.528,6mm, com os meses de novembro, dezembro e janeiro sendo os mais chuvosos e o trimestre junho-julho-agosto os meses mais secos do ano e mais propensos a queimadas (Fundação Biodiversitas, 2007).

Situado no Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais, o PESRM sofre impactos derivados das atividades extrativistas de minério de ferro e calcário realizadas em seu entorno.

Além da unidade apresentar-se vulnerável pelo risco potencial de incêndios criminosos, pela existência de uma estrada pavimentada e a presença de construções e casas nos seus limites (Semad–IEF, 2007).

2.1.2 Seleção das áreas de estudo

O Parque Estadual da Serra do Rola Moça foi atingido por um incêndio no dia 23 de setembro de 2011, incêndio este que durou cerca de seis dias, queimando cerca de 65% da vegetação existente. De acordo com a Secretaria Estadual de Meio Ambiente, desde 2003 o Parque não era atingido por grandes queimadas.

Algumas semanas depois do incêndio, foram selecionadas para o estudo seis áreas de canga, sendo três áreas queimadas e três áreas não queimadas. Cada área queimada era contígua a uma outra área não queimada. Durante a etapa de escolha das áreas de coleta, os funcionários do PESRM indicaram a existência de apenas três dessas áreas contíguas (em que havia tanto vegetação queimada, quanto não queimada). As áreas foram caracterizadas de acordo com a classificação de Rizzini (1997) por canga couraçada em campo rupestre ferruginoso, constituída por concreção ferrosa que forma uma laje espessa e sólida sobre o substrato contendo cavidades. Apresenta uma vegetação que cresce sobre conglomerados maciços de canga, encontrando-se esparsa devido a pouca disponibilidade de matéria orgânica no solo.

As áreas foram chamadas por código no decorrer do trabalho: 1NQ: área não queimada um, 1QU: área queimada um, 2NQ: área não queimada dois, 2QU: área queimada dois, 3NQ: área não queimada três e 3QU: área queimada três. Sendo que as áreas com o mesmo número formam par composto por área queimada e área não queimada (1QU/1NQ, 2QU/2NQ e 3QU/3NQ com as distâncias entre os pares de: 5, 40 e 5 metros respectivamente). Os tamanhos das áreas foram: 1NQ = 1,08 ha, 1QU = 1,08 ha, 2NQ = 0,96 ha, 2QU = 0,97 ha, 3NQ = 1,07 ha e 3QU = 1,05 ha. As distâncias entre as áreas 1 – 2 é igual a 610 m e entre as áreas 2 – 3 de 2700 m (Figura 1).

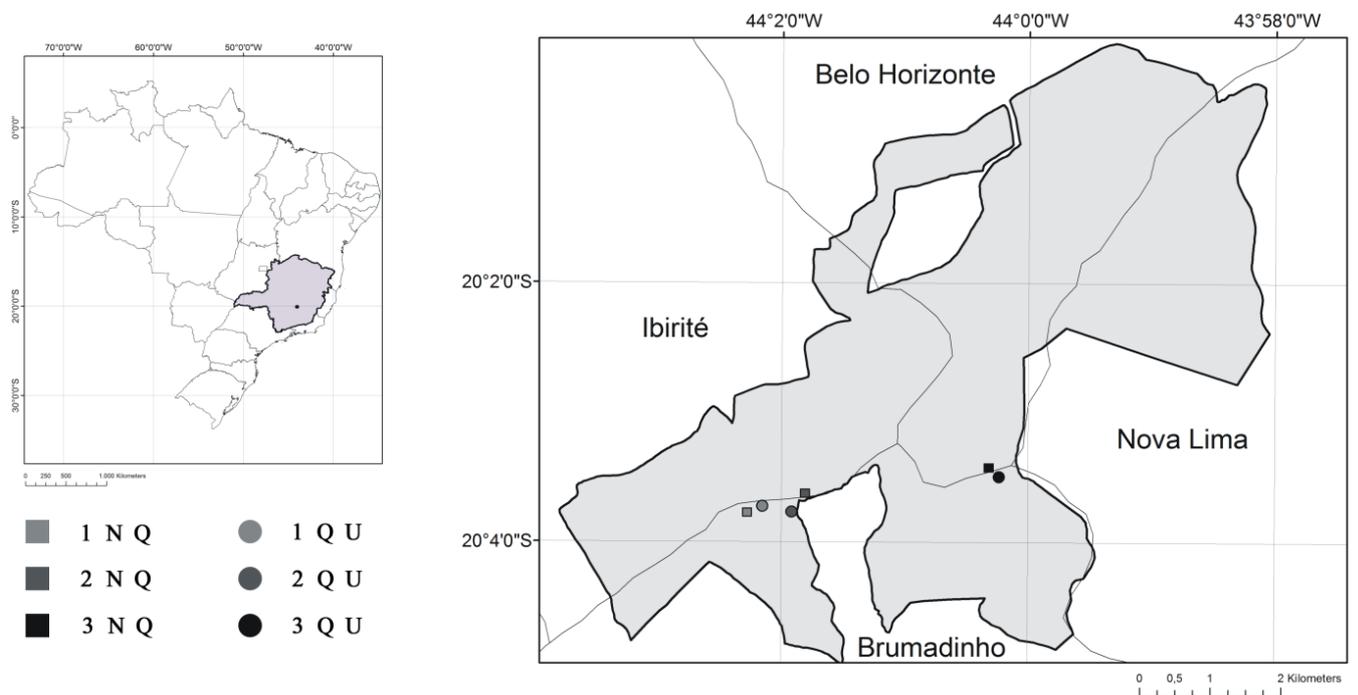


Figura 1. Mapa do Parque Estadual da Serra do Rola Moça, nele pode ser observado em formato de quadrados as áreas não queimadas e em círculos as áreas queimadas.

2.2 Coleta de dados

As coletas foram realizadas de outubro de 2011 a março de 2012. Foram utilizados dois métodos para a amostragem das abelhas: coleta ativa com rede entomológica e armadilhas de queda por pratos armadilha, totalizando 232 horas de coleta para cada método. As idas ao campo aconteciam três dias por semana, durante todos os meses, sendo que em cada dia era realizado coleta ativa em uma área de canga queimada e não queimada, e em outra área de canga queimada e não queimada eram colocados os pratos armadilha. Assim sucessivamente nos outros dois dias até completar a coleta nas seis áreas. Não foram realizadas coletas em dias muito nublados e chuvosos.

A coleta ativa foi realizada por dois coletores, com o auxílio de rede entomológica, iniciando 8h e terminando as 12h (e no horário de verão as coletas aconteciam das 9h as 13:00h). Sendo um coletor em área queimada e um coletor em área não queimada. Cada coletor percorria a área em zigue-zague, permanecendo na planta por até 5 minutos, baseado no método descrito por Sakagami *et al.* (1967). As abelhas foram coletadas nas flores, em voo, pousadas em galhos e em ninhos. Depois mortas em câmeras mortíferas abastecidas com acetato de etila, armazenadas em sacos de papel etiquetados e levadas ao laboratório de Sistemática e Taxonomia de Abelhas da Universidade Federal de Minas Gerais/UFMG. Onde

foram montadas em alfinete entomológico e secas em estufa, para posterior identificação taxonômica. Dois exemplares de cada espécie de planta florida onde as abelhas eram capturadas; foram coletadas, prensadas em campo e secas em estufas do Departamento de Biologia Vegetal da Universidade Federal de Minas Gerais/UFMG, onde foi feita a montagem de acordo com as técnicas usuais (Mori *et al.*, 1985). A identificação foi realizada com a ajuda do especialista Flávio Fonseca do Carmo. E as exsicatas foram incluídas no Herbário do Instituto de Ciências Biológicas (BHCB).

O método de coleta por pratos armadilha (Leong & Thorp, 1999) consistiu no uso de potes de plástico de 160 ml, pintados por três cores: amarelo, azul e branco. A tinta de cor amarela e azul, proporciona efeito luminoso com a incidência da luz e a cor branca utilizada, foi uma tinta considerada fundo branco para luminosa. Os potes foram enchidos com água e acrescentado gotas de detergente afim de quebrar a tensão superficial da água. Eram colocados 5 conjuntos de 3 potes (amarelo, azul e branco) diretamente sobre o solo, em um par de área queimada e área não queimada, que não estava havendo coleta ativa; no horário de 8:00 a 12:00 horas. A distância entre os potes era de três a cinco metros, e eles eram dipostos formando um triângulo e a distância entre cada conjunto de três potes era de 15 metros.

As abelhas coletadas por pratos armadilhas foram primeiramente armazenadas em sacos plásticos etiquetados, contendo álcool 70% e levadas ao laboratório de Sistemática e Ecologia de Abelhas. Em laboratório foi realizada uma técnica de preparação de insetos conservados em álcool, antes das abelhas serem montadas. Essa técnica consiste na transferência dos espécimes para álcool absoluto onde ficam por 15 a 20 minutos. Após esta etapa eles são removidos para uma mistura de álcool absoluto e clorofórmio na proporção de 1:1 por mais 15 ou 20 minutos. Em seguida são colocados sobre papel absorvente para escorrerem, e enquanto secam, os pelos das abelhas são pincelados periodicamente com um pincel. Depois dessa técnica as abelhas eram montadas em alfinete entomológico e levadas para estufa de secagem por 24 a 48 horas (Silveira *et al.*, 2002).

As abelhas foram identificadas com a auxílio do Dr. Fernando Amaral da Silveira, do Msc. José Eustáquio dos Santos Júnior e do biólogo Rodolfo Cesar Costa Arantes. Foram adotadas a classificações propostas por Michener (2007) e Silveira *et al.* (2002). As abelhas foram depositadas no Centro de Coleções Taxonômicas da UFMG.

2.3 Análise de dados

Para a estimativa da riqueza de espécies das áreas queimadas e não queimadas, com o intervalo de confiança de 95%, foi utilizada a técnica a partir do estimador Jackknife de 1ª ordem, indicado para este tipo de estimativa (Miller, 1974; Bunge & Fitzpatrick, 1993). Foram utilizadas 100 casualizações com abundância de classes igual a 10, utilizando o Software EstimateS Versão 8.2.0 (Colwell, 2009). Com a determinação dos intervalos de confiança, é possível comparar visualmente as diferenças entre os pontos amostrais. Dois pontos serão estatisticamente iguais quando o limite do intervalo de confiança de um deles alcançar o valor central da estimativa do outro.

A análise comparativa da composição em espécies entre as áreas queimadas e não queimadas foi realizada por meio do teste de ordenação não paramétrico de escalonamento multidimensional NMDS (*Non-Metric Multidimensional Scaling*), a partir da matriz de similaridade calculada pelo coeficiente de Bray-Curtis para a abundância de cada espécie e o coeficiente de similaridade de Jaccard, para o cálculo da presença-ausência delas. O resultado é um diagrama de dispersão que melhor reflete a matriz triangular original (Manly, 2008), sendo que se duas espécies tiverem um valor baixo de distância, espera-se que no diagrama estas duas amostras estejam posicionadas em locais próximos uma da outra. O Stress gerado pelo programa foi anotado, já que valores maiores que 0,2 são interpretados como questionáveis.

As análises de comparação de similaridade de espécies entre pares de áreas queimadas e não queimadas foram realizadas utilizando-se a função ANOSIM (One-way) do software PAST Version. 2.17B (Hammer *et al.*, 2001) permutando-se 10.000 vezes. A análise produz valores de R gerados para cada associação entre áreas queimadas e não queimadas (Hammer *et al.*, 2001). Estes valores de R variam de -1 e +1. Valores de R próximos de +1 indicam que existe dissimilaridade entre os grupos, e valores próximos de -1 indicam alta similaridade entre os grupos. R = 0 indica que os agrupamentos prévios não diferem do que seria esperado pelo acaso (Clarke & Warwick, 2001). A comparação da similaridade entre os pares de áreas queimadas e não queimadas foi feita para todo o conjunto de dados e também para a composição da comunidade em cada mês de coleta.

Também utilizou-se o método SIMPER (percentual de similaridade) que define quais foram as espécies que determinaram o grau de distância de similaridade entre as áreas. Neste caso têm-se as espécies que mais contribuíram para as similaridades e dissimilaridades entre as áreas, ordenados inicialmente pelo NMDS e significativamente separados pela ANOSIM

(Clarke, 1993). Para identificar as características de discriminação, SIMPER calcula a dissimilaridade Bray-Curtis média entre todos os pares de amostras intra-grupo. Foi utilizada uma contribuição cumulativa de 80%, como citado em outros trabalhos (Masi & Zalmon, 2008).

Foi realizada uma Análise de Variância (ANOVA) de medidas repetidas para avaliar o efeito do tempo na abundância média e riqueza média, entre tratamento queimado e não queimado, utilizando-se o programa Statistica 10.0.

3. RESULTADOS

Através da metodologia coleta ativa, foram capturadas um total de 2252 abelhas, pertencentes a 112 espécies, 15 tribos compreendidas nas cinco famílias de Apoidea. E por pratos armadilha, foram capturadas 636 abelhas, pertencentes a 81 espécies e 13 tribos compreendidas nas cinco famílias encontradas no Brasil. Apenas 43 espécies de abelhas foram comuns nas duas metodologias. E para ambos os métodos de coleta encontrou-se 67 espécies exclusivas de áreas não queimadas e 21 espécies exclusivas de áreas queimadas (Tabela 4, 5 e 6 em anexo).

Para o método de coleta ativa, foi encontrada diferença significativa na riqueza em espécies entre os pares de áreas queimadas e não queimadas (Figura 2). As áreas não queimadas apresentam maiores valores de riqueza de espécies, quando comparadas com as áreas queimadas. Diferenças significativas na riqueza de espécies entre os pares de áreas também foram encontradas para os dados de coleta por pratos armadilha (Figura 3). No primeiro par a área 1NQ teve maior riqueza que a 1QU, enquanto que a área 3QU apresentou maior riqueza que a área 3NQ. E para o par 2NQ/2QU, observa-se uma diferença estatística marginalmente significativa, com a área 2QU apresentando maior riqueza.

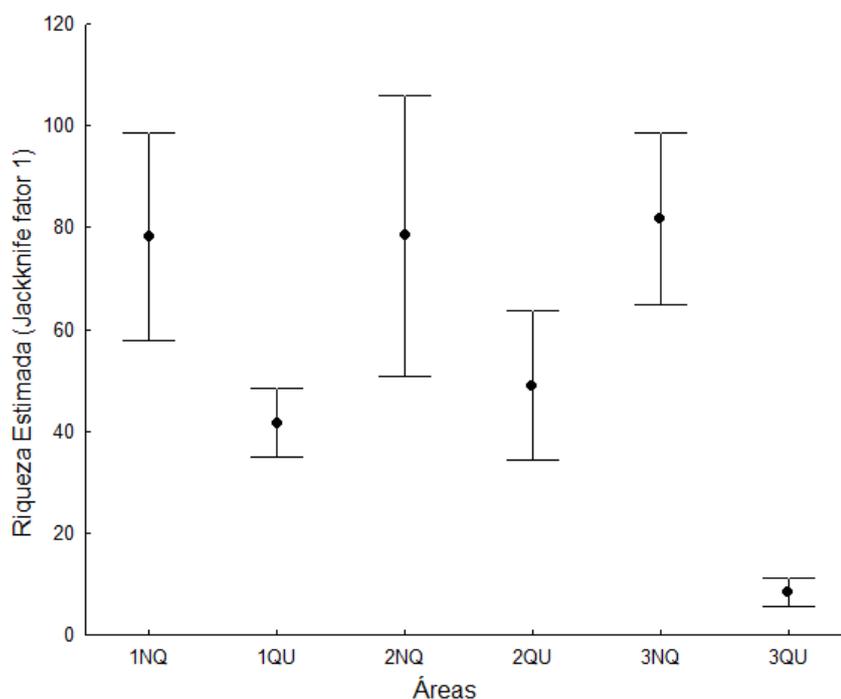


Figura 2. Comparação da riqueza estimada de espécies (coleta ativa) utilizando o estimador Jackknife de 1ª ordem entre as três áreas queimadas e três áreas não queimadas.

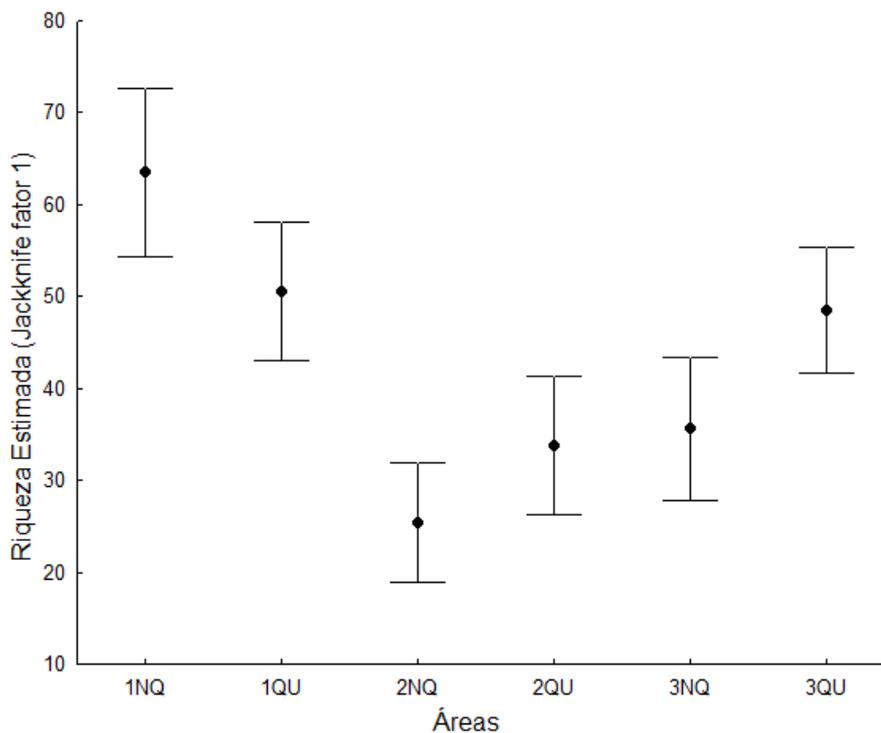


Figura 3. Comparação da riqueza estimada de espécies (pratos armadilha), utilizando o estimador Jackknife de 1ª ordem entre as três áreas queimadas e três áreas não queimadas.

A ANOVA de medidas repetidas para riqueza média (dados de coleta ativa) indica interação significativa entre tratamento e mês de coleta ($gl = 5$; $F = 5,46$; $p = 0,01$). A riqueza média das áreas não queimadas foi bem maior que a das áreas queimadas logo após o fogo (out/2011) tendo se mantido próximas nas coletas seguintes, com exceção da coleta de jan/2012, quando a riqueza média das áreas não queimadas foi maior (Figura 4).

Para os dados de pratos armadilha, a interação entre tratamento e mês de coleta na ANOVA de medidas repetidas para riqueza média não foi significativa ($gl = 4$; $F = 2,92$; $p = 0,1$), tendo sido observada uma tendência de diminuição da riqueza média ao longo das coletas, exceto na coleta de dez/2012, quando a riqueza das áreas queimadas foi significativamente maior (Figura 5). O Mês de dez/2012 foi um mês atípico dos outros meses de coleta, por ter sido muito chuvoso.

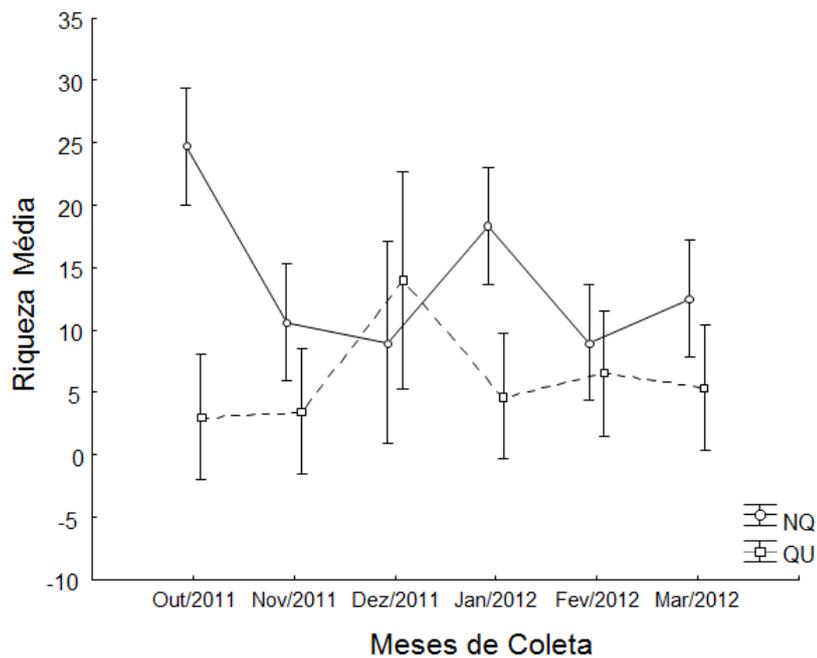


Figura 4. Média (\pm IC de 95%) da riqueza de espécies entre os tratamentos queimado (QU) e não queimado (NQ) ao longo dos meses por coleta ativa.

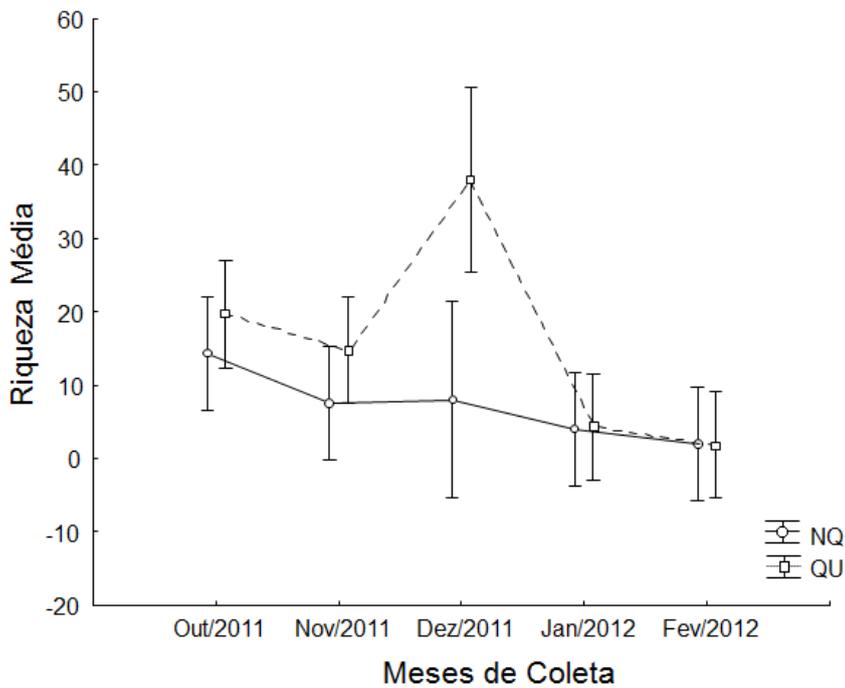


Figura 5. Média (\pm IC de 95%) da riqueza de espécies entre os tratamentos queimado (QU) e não queimado (NQ) ao longo dos meses por pratos armadilha.

A análise NMDS para os dados de composição de espécies pelo método coleta ativa, utilizando os dados de abundância e de incidência (presença e ausência) mostram as áreas não queimadas com valores menores no primeiro eixo, tanto para a análise utilizando o coeficiente de Bray-Curtis (Figura 6), quanto para o coeficiente de Jaccard (Figura 7). Em ambas, nota-se um distanciamento das áreas 2QU e 3QU das outras áreas e entre elas, indicando que nestas áreas existe uma composição de espécies diferente das demais.

Quanto aos dados gerados por pratos armadilha, as análises NMDS não indicam agrupamentos das áreas queimadas e não queimadas, tanto utilizando o coeficiente de Bray-Curtis (Figura 8), quanto o coeficiente de Jaccard (Figura 9).

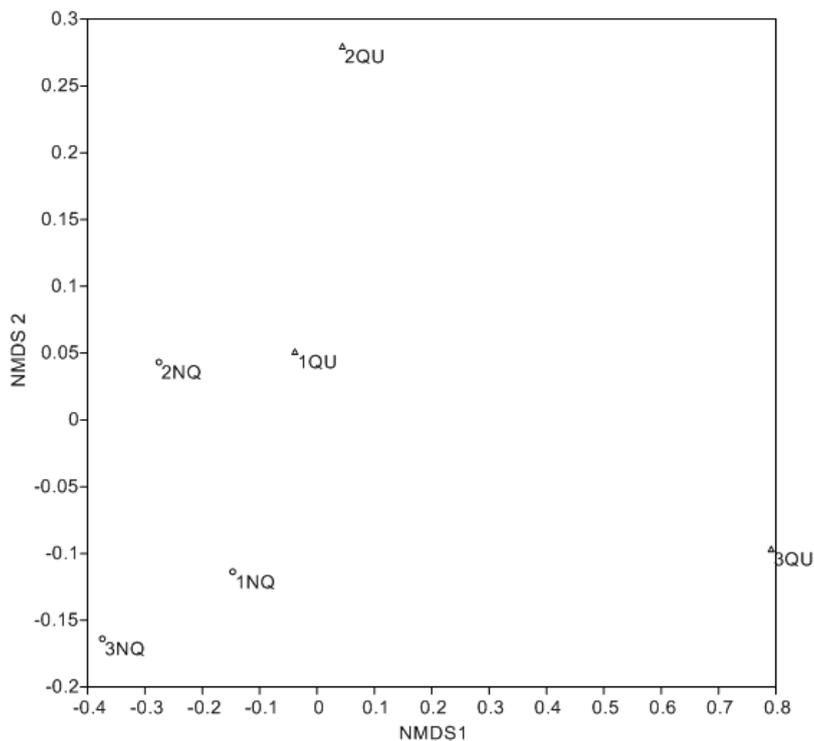


Figura 6. Projeção bidimensional da análise NMDS da comunidade de abelhas nas três áreas queimadas e não queimadas, baseado na abundância das espécies coletadas (coeficiente de similaridade Bray-Curtis). Metodologia coleta ativa. Stress = 0.

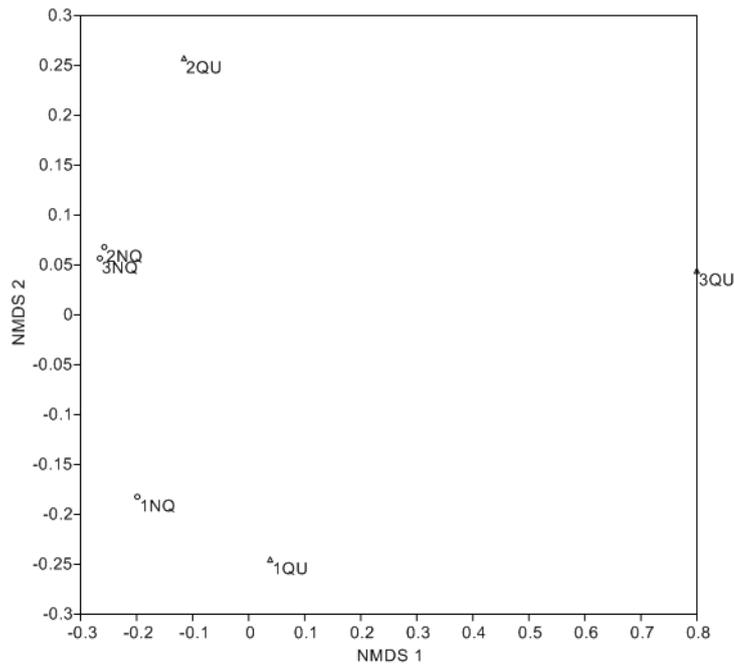


Figura 7. Projeção bidimensional da análise NMDS da comunidade de abelhas nas três áreas queimadas e não queimadas, baseado na presença/ausência das espécies (coeficiente de similaridade de Jaccard). Metodologia coleta ativa. Stress = 0,071.

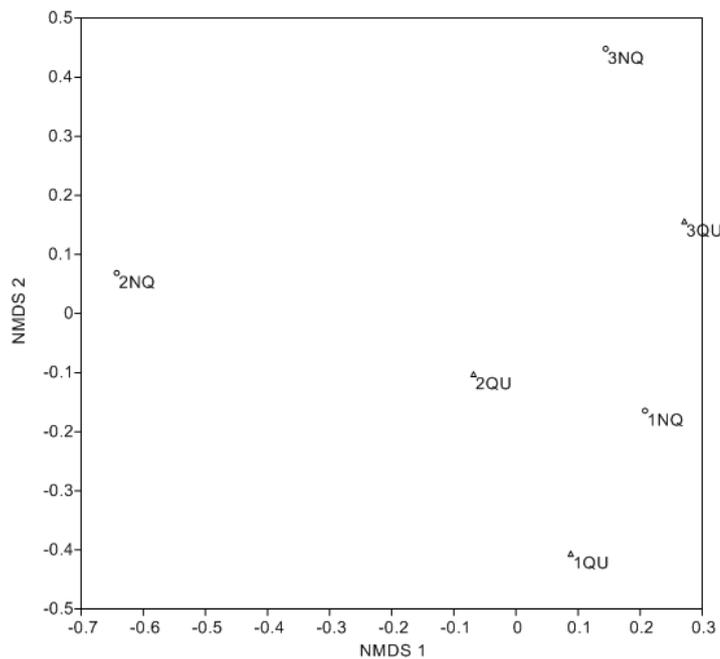


Figura 8. Projeção bidimensional da análise NMDS da comunidade de abelhas nas três áreas queimadas e não queimadas, baseado na abundância das espécies coletadas (coeficiente de similaridade Bray-Curtis). Metodologia pratos armadilha. Stress = 0,106.

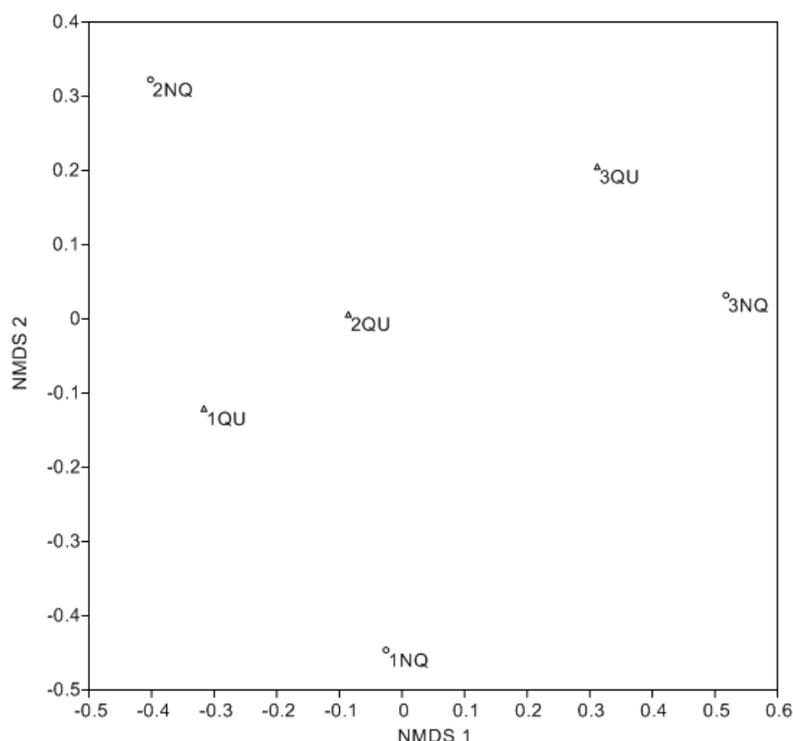


Figura 9. Projção bidimensional da análise NMDS da comunidade de abelhas nas três áreas queimadas e não queimadas, baseado na presença/ ausência das espécies (coeficiente de similaridade de Jaccard). Metodologia pratos armadilha. Stress = 0,170.

A análise de similaridade (ANOSIM) para os dados de coleta ativa, realizada por meio do índice de Bray-Curtis revelou que existe diferença significativa na composição de espécies entre as áreas (ANOSIM Rglobal = 0,1935 $p < 0,0005$). Sendo que os pares de áreas que estatisticamente se diferenciaram foram 2QU e 2NQ ($p = 0,0421$) e 3QU com 3NQ ($p = 0,0075$) e houve similaridade entre o par 1QU e 1NQ ($p = 0,6728$). O mesmo teste de similaridade aplicado para os dados de presença ou ausência de espécies (Índice de Jaccard), indica que também houve diferença significativa na composição de espécies entre as áreas (ANOSIM Rglobal = 0,2928 $p < 0,0001$). Com valores de p parecidos entre os pares significativamente diferentes citados acima, 2QU e 2NQ ($p = 0,0057$), 3QU com 3NQ (0,0079) e para a similaridade entre o par 1QU e 1NQ ($p = 0,1093$).

Para os dados gerados por pratos armadilha, a análise de similaridade (ANOSIM) realizada por meio do índice de Bray-Curtis revelou que não existe diferença significativa na composição de espécies entre as áreas (ANOSIM Rglobal 0,03414 $p < 0,2774$). Havendo similaridade entre os pares de áreas 1QU e 1NQ ($p = 0,7728$), 2QU e 2NQ ($p = 0,6587$) e 3QU com 3NQ ($p = 0,5988$). O mesmo teste de similaridade, pela metodologia de pratos armadilha foi aplicado para os dados de presença ou ausência das espécies (Índice de

Jaccard), revelando haver diferença significativa na composição de espécies entre as áreas (ANOSIM Rglobal 0,04884 $p < 0,00213$). Entretanto não houve nenhum par de áreas queimadas e não queimadas com composição significativamente diferente.

A análise SIMPER para os dados de coleta ativa indica que houve divergências na ordem de posição das espécies com maior relevância para a diferenciação da composição das espécies de abelhas entre áreas queimadas e não queimadas, quando a análise é feita com dados de abundância (Tabela 1) e de incidência (Tabela 2). Quanto à contribuição das espécies para chegar a 80% de dissimilaridade cumulativa, utilizando dados de abundância, entre o par de áreas 2NQ/2QU são necessárias 14 espécies e entre o par 3NQ/3QU, são necessárias apenas 6 espécies para chegar a mesma porcentagem. Já para os dados de incidência, o par 2NQ/2QU precisa de 39 espécies e o par 3NQ/3QU, de 33 espécies para chegar aos 80% de dissimilaridade, demonstrando que a contribuição de cada espécie para a dissimilaridade destes pares de área, com estes dados é pequena.

Tabela 1. Análise de SIMPER com as quatro espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre os pares de áreas queimada e não queimada, utilizando dados de abundância (coeficiente de similaridade de Bray Curtis). Coleta ativa.

Dissimilaridade entre as áreas (%)	2NQ x 2QU	3NQ x 3QU
<i>Apis mellifera</i>	23,39	35,94
<i>Paratrigona lineata</i>	6,095	9,261
<i>Trigonopedia</i> sp.01	6,412	6,438
<i>Bombus pauloensis</i>	12,2	20,54
Total	48,097	72,179

Tabela 2. Análise de SIMPER com as quatro espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre os pares de áreas queimada e não queimada, utilizando os dados de presença/ ausência. Coleta ativa.

Dissimilaridade entre as áreas (%)	2QU x 2NQ	3QU x 3NQ
<i>Trigonopedia</i> sp.01	3,746	4,827
<i>Paratrigona lineata</i>		4,827
<i>Bombus pauloensis</i>		4,827
<i>Trigona spinipes</i>		4,141
<i>X. (Stenoxyllocopa) artifex</i>	2,304	
<i>X. (Stenoxyllocopa) nogueirai</i>	3,746	
<i>Augochloropsis multiplex</i>	2,294	
Total	12,09	18,622

Para os dados de pratos armadilha, como os pares de áreas queimadas e não queimadas não tiveram composição de espécies diferentes significativamente, optou-se por não apresentar o resultado da análise de SIMPER para essa metodologia.

Para os dados da metodologia coleta ativa, a ANOVA de medidas repetidas demonstra que há diferença estatística da abundância média entre os tratamentos queimado e não queimado ($gl = 1$; $F = 14,50$; $p = 0,003$), apresentando maior abundância média para o tratamento não queimado. No primeiro mês de coleta, a abundância média de abelhas foi significativamente menor nas áreas queimadas porém, nos outros meses que seguiram não houve mais diferença estatística entre os tratamentos, exceto na coleta de Janeiro quando houve uma maior abundância média no tratamento não queimado (Figura 10). Em razão dessas diferenças entre tratamentos no primeiro e quarto mês de coleta, a interação entre os fatores tratamento e mês foi marginalmente significativa ($gl = 5$; $F = 2,6$; $p = 0,09$).

O aumento na abundância média de abelhas em Janeiro de 2012 pode ser explicado pela proximidade de áreas de campos ferruginosos de concreção ferrosa fragmentada que também haviam sido queimados no mesmo incêndio e que tiveram uma grande floração logo após o fogo, principalmente com a presença de plantas da família Asteraceae, que atraíam muitas abelhas (Figura 11). Essa intensa floração diminuiu drasticamente no mês de janeiro, e observou-se que houve um aumento na quantidade de abelhas principalmente de *Apis mellifera* nas plantas de áreas não queimadas.

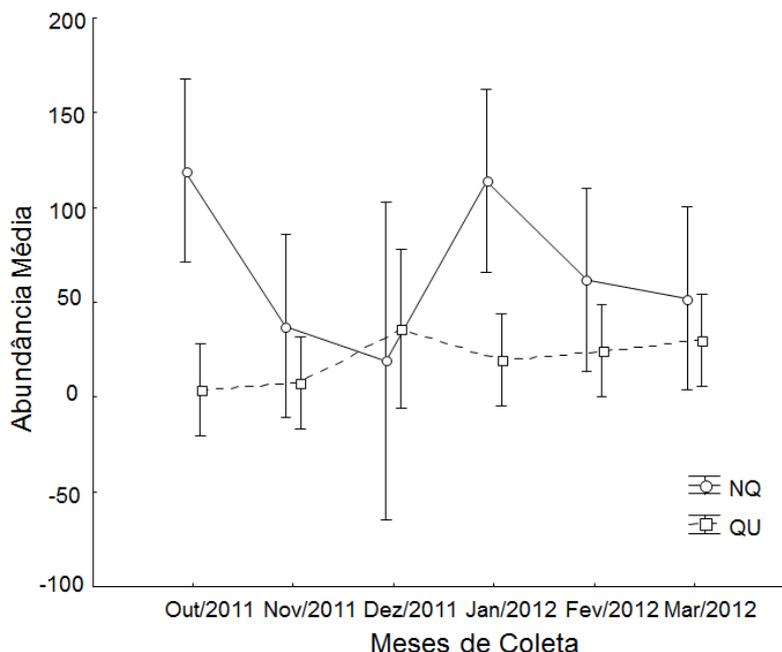


Figura 10. Média (\pm IC de 95%) da abundância de abelhas entre os tratamentos queimado (QU) e não queimado (NQ) ao longo dos meses de coleta ativa.



Figura 11. Campo ferruginoso de concreção ferrosa fragmentada com floração entre os meses de novembro a dezembro de 2011.

Para os dados da metodologia pratos armadilha, a análise ANOVA de medidas repetidas, demonstra que também houve diferença estatística da abundância média entre os tratamentos queimado e não queimado ($gl = 1$; $F = 7,68$; $p = 0,02$), com maior abundância média no tratamento queimado. A abundância média entre os meses não foi diferente significativamente ($gl = 4$; $F = 2,78$; $p = 0,10$); (Figura 12) e também para a interação entre tratamentos e mês de coleta, não houve diferença estatística ($gl = 4$; $F = 1,82$; $p = 0,21$).

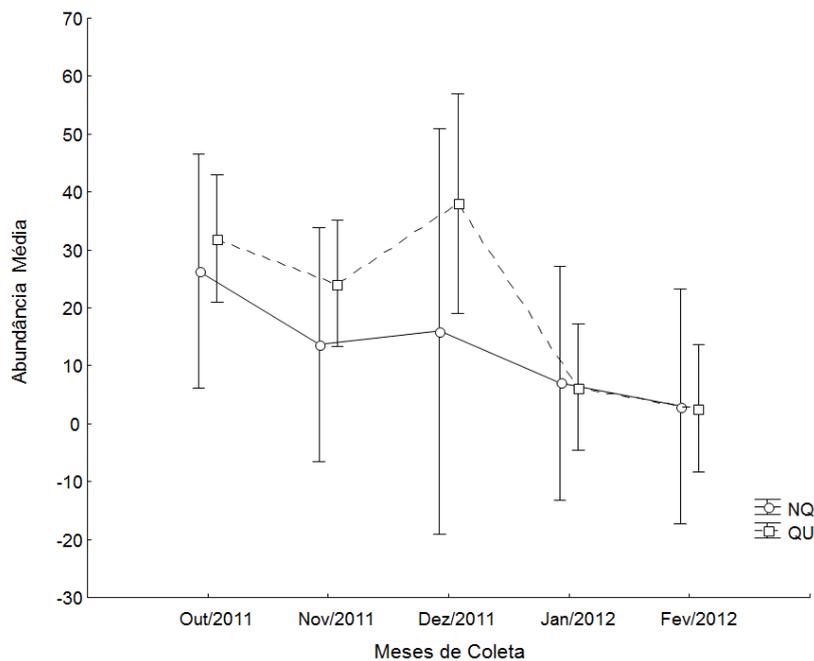


Figura 12. Média (\pm IC de 95%) da abundância de abelhas entre os tratamentos queimado (QU) e não queimado (NQ) ao longo dos meses de coleta por pratos armadilha.

A similaridade para os dados obtidos pela metodologia coleta ativa, logo após o fogo é baixa entre os pares de áreas queimadas e não queimadas, e continua baixa ao longo dos meses. Para os dados da metodologia pratos armadilha, observa-se o mesmo padrão. Não corroborando com a hipótese de que com o passar dos meses a similaridade iria aumentar (Figuras 13 e 14).

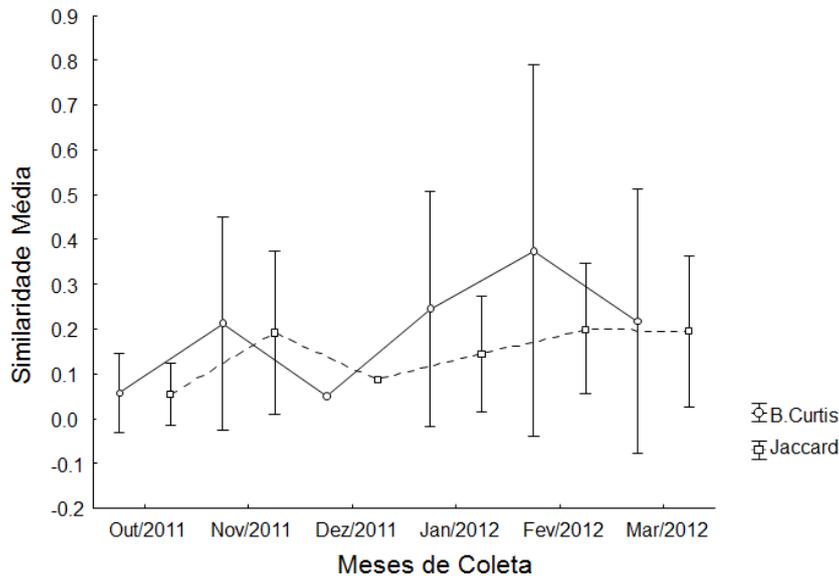


Figura 13. Média (\pm IC de 95%) da similaridade na composição de espécies, para os índices Bray Curtis e Jaccard, entre os tratamentos queimado (QU) e não queimado (NQ) ao longo dos meses por dados de coleta ativa.

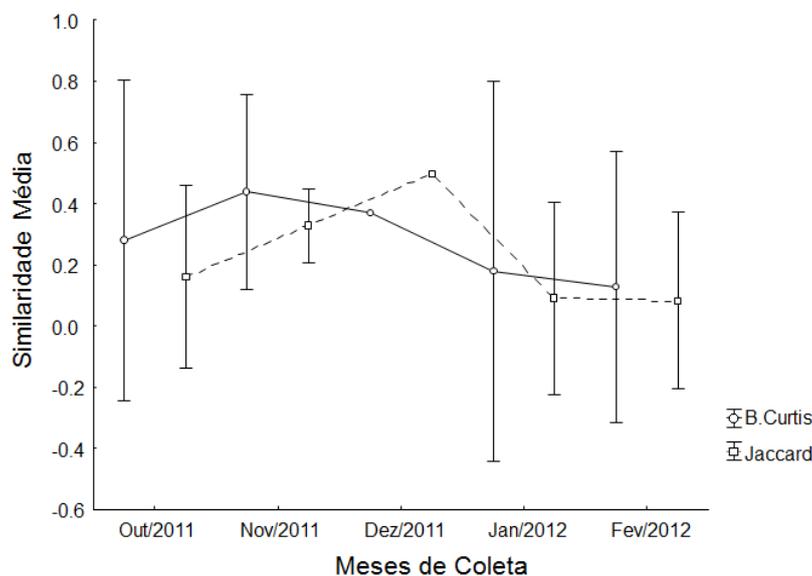


Figura 14. Média (\pm IC de 95%) da similaridade na composição de espécies, para os índices Bray Curtis e Jaccard, entre os tratamentos queimado (QU) e não queimado (NQ) ao longo dos meses por pratos armadilha.

4. DISCUSSÃO

Na comparação entre os pares de áreas (1NQ/1QU, 2NQ/2QU, 3NQ/3QU) a comunidade de abelhas amostrada por coleta ativa apresentou sempre uma diferença estatística da riqueza em espécies, sendo que as áreas não queimadas apresentaram maiores valores de riqueza, quando comparadas com as áreas queimadas. E a riqueza média da interação entre os fatores tratamentos e mês foi significativamente diferente para tratamentos queimado e não queimado, demonstrando que a riqueza em áreas queimadas ainda não teve uma recuperação expressiva, após seis meses dessas áreas terem sido queimadas.

Quanto à abundância de abelhas (coleta ativa) verificou-se uma diferença estatística entre os tratamentos queimado e não queimado, com maior abundância média nos tratamentos de áreas não queimadas. Sendo que para a interação tratamentos/mês, no primeiro mês existe uma diferença significativa entre as abundâncias dos tratamentos, já a partir do segundo mês observa-se um padrão geral no qual não houve mais diferença entre as abundâncias médias de áreas queimadas e não queimadas, sugerindo que há uma recuperação, embora ainda pequena, da abundância em áreas queimadas ao longo do tempo.

É conhecido na literatura que as influências temporais do fogo sobre a estrutura de comunidades de abelhas são diferenciadas em três fases: a primeira é a fase aguda, que ocorre durante a queima da vegetação e da matéria em decomposição, com liberação de chamas, fumaça e cinzas (Lyon *et al.*, 2000), fase esta que dura de poucas horas a dias havendo fugas e mortes de abelhas; a segunda é a fase de choque que vai de poucos meses a um ano dependendo da recuperação do ambiente, nela nota-se uma redução significativa na riqueza de abelhas e a última fase é a de recuperação que vai de um a mais de dez anos, quando há um aumento na riqueza de abelhas (Love, 2012). Embora a vegetação de ambientes de campos rupestres ferruginosos (canga) seja adaptada ao fogo, recuperando-se rapidamente após a sua ocorrência (Carmo *et al.*, 2007), observa-se que durante o período amostral as áreas queimadas se encontraram com baixa disponibilidade de recursos florais e não tiveram uma recuperação expressiva com relação a riqueza média de abelhas e somente uma pequena recuperação foi observada com relação a abundância média. Essas características enquadram-se na fase de choque proposta acima, na qual a riqueza de comunidades de abelhas é prejudicada nos primeiros meses pós-fogo.

Após grandes incêndios é constatado que ocorre uma perda considerável de abelhas e flores em áreas queimadas, sendo que nos primeiros meses o fogo tem um efeito negativo sobre essas comunidades (Potts *et al.*, 2005). No entanto devido ao fato das abelhas possuírem alta mobilidade e por conseguirem recolonizar novos habitats disponíveis (Michener, 1974) e grande parte da vegetação atingida pelo fogo regularmente, seja adaptada a ele, recuperando-se rápido (Keely, 1986; Carmo *et al.*, 2007), a duração dos efeitos diretos do fogo em abelhas é relativamente curta, havendo uma recuperação da abundância e riqueza de abelhas no primeiro ano pós-fogo (Potts *et al.*, 2005).

Estudos demonstram também que somente no segundo ano pós-fogo, há um ápice na recuperação da estrutura de comunidades de abelhas atingidas. Como em Potts *et al.* (2003b) e Potts *et al.* (2005) que encontraram um pico na abundância e na riqueza de abelhas e na diversidade de plantas anuais em áreas queimadas de floresta, depois de dois anos. Sendo que nestas áreas recém-queimadas (2-5 anos pós fogo) a abundância e riqueza de espécies é maior quando comparadas com áreas intermediárias (6-20 anos) ou em estágios avançados de recuperação (acima de 30-40 anos). As mudanças na riqueza de abelhas e abundância depois do fogo são atribuídas principalmente por mudanças tanto na comunidade de plantas em floração, como habitats de nidificação disponíveis após fogo (Potts *et al.*, 2003a; Potts *et al.*, 2003b; Potts *et al.*, 2005; Moretti *et al.*, 2009; Williams *et al.*, 2010).

Os ambientes do Bioma Cerrado são relatados por ter uma intensa floração após o fogo (Coutinho, 1976; Coutinho, 1990; Haddad & Valio, 1993; Munhoz & Felfili, 2005), no entanto neste trabalho embora não tenha sido feita uma avaliação da floração nas áreas estudadas, foi observado que áreas queimadas apresentavam menor quantidade de plantas floridas, quando comparadas com áreas não queimadas e à medida que a vegetação ia se recuperando ao longo dos meses, não houve um aumento da floração. Assim notou-se que ambientes de canga couraçada de áreas queimadas não tiveram uma intensa floração sendo mais sensíveis ao fogo, como quando comparadas por exemplo com campos ferruginosos de concreção ferrosa fragmentada, próximos aos locais de coleta, que apresentaram uma grande floração após alguns dias depois do fogo. Entretanto estudos pontuais sobre floração em ambientes de canga couraçada depois da ocorrência de queimadas não foram encontrados na literatura e efeitos do fogo sobre vegetações associadas a afloramentos rochosos ainda são pouco conhecidos (Safford, 2001; Carmo *et al.*, 2007). Assim a observação acima sugere que a menor disponibilidade de recursos florais é um dos fatores que contribuíram para a baixa riqueza estimada e a baixa abundância média em tratamentos de áreas queimadas, através de dados obtidos por coleta ativa.

Deve ser ressaltado que a área 3QU destacou-se por não apresentar uma recuperação rápida da vegetação como ocorreu nas outras áreas queimadas, isso pode explicar os baixos valores de riqueza, da abundância e a diferença na composição de espécies de abelhas evidenciada pela NMDS, para dados obtidos através de coleta ativa. Segundo observações pessoais de trabalhadores do PESRM, essa área já havia sido queimada há apenas um ano antes do incêndio que ocorreu em 2011. Sabe-se que a recuperação pós-fogo da vegetação de campo rupestre ferruginoso sobre canga depende da frequência e das estações do ano em que o fogo ocorre. Devido ao fato de incêndios no cerrado geralmente ocorrer durante a estação seca, a maior parte da regeneração decorre da rebrota da vegetação durante os primeiros dois meses, a partir de gemas subterrâneas e outras estruturas perenes, e no início das chuvas a maior parte da regeneração acontece por germinação de sementes. Como em ambientes de canga o fogo se propaga e passa rapidamente, sem causar danos às estruturas de reservas subterrâneas e sem destruir os bancos de sementes, a vegetação consegue se recuperar rapidamente (Carmo *et al.*, 2007). Entretanto é conhecido que curtos períodos entre um incêndio e outro podem prejudicar e eliminar as espécies recrutadas apenas por sementes, dificultando a recuperação da vegetação (Keeley & Zedler, 1978), processo que pode ter ocorrido para a área citada acima.

Com o uso da metodologia pratos armadilha, a riqueza foi diferente estatisticamente entre os pares de áreas (1NQ/1QU e 3NQ/3QU), sendo que para o par de áreas 2NQ/2QU essa diferença foi marginalmente significativa. Os resultados revelam que não houve um padrão associado à incidência do fogo, com as áreas 2QU e 3QU apresentando uma maior riqueza do que seus respectivos pares de áreas não queimadas. Os pratos armadilha na essência atuam como modelos florais neste tipo de coleta (Dafni, 1992) e competem com a vegetação florida por abelhas (Cane *et al.*, 2001), como as cores dos pratos armadilha ficavam mais evidentes nas áreas queimadas, pelo fato do solo estar mais descoberto e com pouca vegetação, ocorreu assim maior atração de espécies de abelhas pelos pratos armadilhas nestas áreas (Ver figura 15). Já a área 1QU teve uma riqueza menor do que seu par não queimado (1NQ), mas ambas as áreas foram as que tiveram maior riqueza de abelhas por essa metodologia. A maior riqueza na área 1NQ pode ter acontecido devido ao fato dessa área ter tido uma vegetação um pouco mais esparsa e os pratos armadilhas terem ficado mais visíveis do que quando se compara com as outras áreas não queimadas.

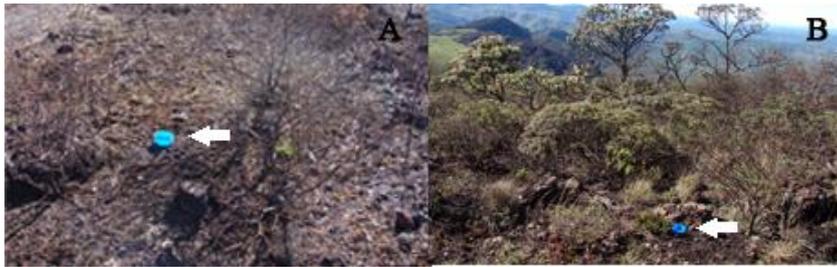


Figura 15. Pratos armadilha de cor azul, indicado pela seta, em uma área queimada (A) e não queimada (B).

Os dados obtidos através da metodologia pratos armadilha demonstram que também houve diferença estatística na abundância média entre os tratamentos queimado e não queimado, com maior abundância média nos tratamentos de áreas queimadas e para a interação entre tratamentos queimado e não queimado por mês, não houve diferença estatística na abundância média. É notável que houve uma queda na abundância de abelhas capturadas por essa metodologia a partir do mês de janeiro, queda essa perdurando no mês de fevereiro, sendo que no ultimo mês, nenhum indivíduo foi capturado. Observou-se que à medida que a vegetação ia crescendo tanto em áreas queimadas como não queimadas, os pratos armadilha ficavam menos evidentes, porque eles eram colocados diretamente no solo e ficando encobertos pelas plantas.

Padrões parecidos de riqueza e abundância com o uso da metodologia pratos armadilha para avaliar o efeito do fogo em comunidades de abelhas, foram encontrados nos trabalhos de Kambach *et al.* (2013); Love (2012); Campbell *et al.* (2007) e Wallen (2007). Kambach *et al.* (2013), ao comparar interior, borda de floresta e um local recém degradado pelo fogo, adjacente à floresta através de coletas por esse tipo de metodologia, também encontraram maior riqueza e abundância de abelhas no local degradado pelo fogo do que interior e borda de floresta. Segundo os autores os pratos armadilha foram instalados na parte mais baixa da vegetação, pode ter acontecido de no local degradado pelo fogo, os pratos armadilha terem ficado mais evidentes, quando comparados com sua instalação no interior e borda de floresta, atraindo assim maior variedade e abundância de abelhas, embora esse fato não tenha sido discutido pelos autores. No estudo de Love (2012) avaliando a influência do fogo em abelhas, depois de um mês após um grande incêndio no Noroeste dos Estados Unidos, utilizando pratos armadilha, não foram encontradas diferenças significativas tanto na abundância como na densidade de abelhas entre áreas queimadas e controles.

Campbell *et al.* (2007) investigando o efeito da prática de corte e queima recente em florestas, sobre insetos visitantes florais através de coletas com pratos armadilha e malaise

coloridas, encontraram que abundância e riqueza de Hymenoptera foi significativamente maior nos tratamentos com corte e queima do que nas áreas controles, com a família Halictidae se destacando por apresentar maior abundância, devido a maior porcentagem de solo descoberto nesse tratamento, favorecendo essas abelhas que nidificam abaixo do solo. Segundo os autores a maior abundância de visitantes florais em tratamentos com corte e queima estava associada a diminuição das áreas com árvores e arbustos e aumento da porcentagem de plantas herbáceas. Resultados parecidos foram encontrados para o estudo de Wallen (2007) que utilizando pratos armadilha para coletas de abelhas, encontrou-se para uma área recém queimada composta por gramíneas e herbáceas, uma riqueza significativamente maior, quando comparado com a área controle.

No estudo de Lillie (2011) sobre a influência do fogo na estrutura de comunidades de abelhas em ambientes xéricos, por meio das metodologias coleta ativa e pratos armadilha, encontrou-se que nos primeiros anos pós-fogo, a abundância de abelhas não diferiam entre áreas queimadas e não queimadas e a riqueza de espécies de abelhas de áreas não queimadas foi maior do que a de áreas queimadas, embora essa diferença tenha sido marginalmente significativa. Segundo a autora essa diferença não pode ser explicada pelas comunidades de plantas, que não diferiram na diversidade, abundância e composição entre locais queimados e não queimados. Esses resultados podem ter acontecido porque a análise dos dados tanto de coleta ativa como de pratos armadilha foram feitas juntas. E como foi observado no presente estudo, que o uso da metodologia pratos armadilha não apresenta um padrão associado ao fogo, por ser um método atrativo que simula a presença de flores em áreas queimadas, os dados obtidos por essa metodologia podem estar influenciando os resultados quando estes são analisados juntos com dados de coleta ativa.

A análise de ordenação não métrica multidimensional (NMDS) para metodologia coleta ativa sugere que tanto para dados de abundância quanto para dados de presença/ausência de espécies, a composição das áreas 2QU e 3QU com a dos seus respectivos pares 2NQ e 3NQ é diferente. O que foi comprovado pelas análises ANOSIM de abundância e presença/ausência, demonstrando que a composição de espécies entre esses pares de áreas queimadas e não queimadas são estatisticamente diferentes. Já para o par de áreas 1QU e 1NQ o NMDS com dados de presença/ausência sugere uma evidente proximidade entre essas áreas, e na análise ANOSIM tanto para dados de abundância e presença/ausência, é comprovado que não existe diferença estatística, demonstrando que a composição de espécies deste par de áreas queimada e não queimada foi similar.

Foi observado durante as coletas, que depois do fogo a área 1QU teve uma característica exclusiva entre as áreas queimadas, apresentando pequenas manchas de vegetação florida que não foram queimadas. Sabe-se que existe uma heterogeneidade da distribuição do fogo em áreas de afloramentos rochosos devido à presença de áreas desnudas, um fator importante a ser considerado já que a ausência de combustível na rocha exposta impede a continuidade do fogo, contribuindo para a formação de um mosaico de áreas queimadas, com ilhas de vegetação não afetadas diretamente pelo fogo, o que constitui um fator natural de proteção para a vegetação rupestre (Neves & Conceição, 2010). Essas manchas de vegetação florida, que foi composta principalmente pela espécie *Stachytarpheta glabra* Cham. da família Verbenaceae poderia explicar a similaridade na composição de espécies citada acima entre o par de áreas 1QU/1NQ.

O presente trabalho apresentou para ambos os métodos de coleta (ativa e pratos armadilha) 67 espécies exclusivas de áreas não queimadas e 21 espécies exclusivas de áreas queimadas. Entre as espécies exclusivas de áreas não queimadas, há tanto abelhas que nidificam acima do solo (substratos como madeira, gravetos, ramos e ocos de árvores) como por exemplo alguns representantes dos gêneros *Ceratina* e *Hylaeus* e a espécie *Xylocopa brasilianorum*, quanto espécies que constroem seus ninhos em cavidades abaixo do solo exemplo: *Augochloropsis electra*, *Centris aenea* e *Colletes furfuraceus*. E entre as 21 espécies exclusivas de áreas queimadas, 20 delas nidificam em cavidades no solo como por exemplo *Arhysoceble sp*, *Melitoma torquata*, *Pseudaugochlora indistincta*, espécies do gênero *Augochlorella*, *Dialictus* e *Ceratalictus* (Tabela 4, 5 e 6 em anexo).

O fogo é conhecido como um importante fator que influencia a disponibilidade de recursos para nidificação das abelhas (ex: Potts *et al.*, 2003a; Potts *et al.*, 2003b; Potts *et al.*, 2005; Moretti *et al.*, 2009; Williams *et al.*, 2010). Em muitos habitats o fogo destrói a vegetação, gerando condições mais secas durante o primeiro ano após o fogo, consequentemente há uma maior disponibilidade de solos descobertos, levando a um aumento de espécies que constroem seus ninhos abaixo do solo (Potts *et al.*, 2005), mas ao mesmo tempo as abelhas que nidificam em galhos, ramos, ocos de árvores e madeira em decomposição, por exemplo, são prejudicadas e se tornam menos abundantes. Entretanto à medida que a vegetação vai crescendo e recuperando seus estratos herbáceo, arbustivo e arbóreo, aumenta-se o número de abelhas que constrói ninhos nestes substratos e diminui aquelas de ninhos abaixo do solo, devido à diminuição de áreas com solo livre disponível (Williams *et al.*, 2010; Potts *et al.*, 2005).

Foi observado também que as espécies do gênero *Ceratina* tiveram maior representatividade e abundância de indivíduos em áreas não queimadas. As abelhas desse gênero são conhecidas por construir seus ninhos acima do solo em ramos finos ou apodrecidos (Michener, 2007). Embora neste estudo não se avaliou a diferença de recursos para nidificação entre áreas queimadas e não queimadas, foi encontrado durante as coletas, na área 3NQ um ninho de *Ceratina (Crewella)* sp, em um ramo seco de um arbusto de canga. Como os ninhos das abelhas do gênero *Ceratina* podem estar presentes em ramos de arbustos é possível que a menor presença destas abelhas em áreas queimadas possa ser explicada pela destruição de ninhos, devido à queima da vegetação. De acordo com Cane & Neff (2011) as espécies de abelhas deste gênero, sofrem um efeito significativo com o fogo em ambientes da América do Norte, porque durante um incêndio, os ninhos presentes em galhos e ramos são rapidamente queimados, por não terem um isolamento contra o calor e chamas do fogo.

Depois de incêndios recentes, nos primeiros cinco anos após queimadas, as abelhas que nidificam acima do solo se tornam 15% menos abundantes, enquanto aquelas que nidificam abaixo do solo não são significativamente afetadas, esses foram dados encontrados em uma meta-análise de como as abelhas respondem a distúrbios, utilizando dados de três estudos específicos da influência do fogo na estrutura de comunidades de abelhas, realizada por Williams *et al.* (2010). Segundo Potts *et al.* (2003a) e Potts *et al.* (2005) em áreas de florestas que foram queimadas há mais de cinco anos, ocorre uma relação inversa, com o crescimento da vegetação, as abelhas que nidificam abaixo do solo são mais afetadas negativamente, por não haver mais tantos espaços no solo para construção dos ninhos, enquanto as que nidificam acima do solo são favorecidas pela vegetação. Esse mesmo padrão na modificação da disponibilidade de recursos para nidificação também já foi relatado para comunidades de vespas Spheciformes (Cruz-Sánchez *et al.*, 2011).

Sobre a contribuição das espécies para a dissimilaridade entre os pares de áreas queimadas e não queimadas, que foram significativamente diferentes quanto à composição de espécies (houve diferença na composição somente utilizando dados de coleta ativa), através dos dados de abundância, encontramos para os pares 2NQ/2QU e 3NQ/3QU as espécies *Apis mellifera* e *Bombus pauloensis* como as duas que mais contribuíram para a dissimilaridade desses pares e utilizando dados de presença-ausência, para o par 2NQ/2QU a maior contribuição se deu por duas espécies com o mesmo valor: *Trigonopedia* sp.01 e *Xylocopa (Stenoxycopa) nogueirai* (3,746%) e para o par 3NQ/3QU foram três as espécies com maior e o mesmo valor de contribuição: *Trigonopedia* sp.01, *Paratrigona lineata* e *Bombus*

pauloensis (4,827%), sendo que a espécie *Bombus pauloensis* para o par 3NQ/3QU teve a sua contribuição tanto para dados de abundância como para os de presença-ausência.

As espécies *Apis mellifera* e *Bombus pauloensis* apresentam colônias com grande número de indivíduos, o tamanho de uma colônia de *A.mellifera* pode chegar de 4 a 60 mil indivíduos e do gênero *Bombus* chega de 50 a 2000 indivíduos (Michener, 1974). Na área 3NQ foi encontrado um ninho de *A. mellifera* e um ninho de *B. pauloensis* em cavidades presentes numa rocha e na área 2NQ também foi encontrado um ninho de *A. mellifera*. Isso pode ter refletido na grande abundância de indivíduos coletados nessas áreas. De acordo com Villa (2004) devido à proximidade de colônias ou eventuais enxameamentos nos locais de coleta, algumas amostras podem apresentar um número desproporcional de indivíduos. Assim quando se utiliza apenas dados de presença-ausência de espécies nas amostras, a abundância nem sempre pode exprimir realmente a realidade das espécies dominantes, diminuindo sua importância para definir a composição de espécies de um ambiente. Por isso a interpretação dos dados deve ser utilizada com cautela. Para a diferenciação do par 3QU do 3NQ, a importância da espécie *Bombus pauloensis* foi mantida quando se utiliza qualquer variável, uma explicação seria pela presença do ninho encontrado dessa espécie para a área não queimada e também pelo fato da área queimada apresentar pouquíssimos recursos florais que atraíssem essas abelhas, tanto que não foi capturado nenhum exemplar nesta área.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com o reduzido conhecimento dos efeitos do fogo em comunidades de abelhas e a inexistência de estudos dos efeitos deste sobre a apifauna em ambientes de canga couraçada do Cerrado, este estudo contribuiu para o pequeno, mas crescente corpo de trabalhos existentes sobre como as comunidades de abelhas respondem ao fogo. Demonstrando que existe uma interferência do fogo sobre a riqueza, abundância e composição de abelhas entre áreas queimadas e não queimadas, como visto em outros trabalhos.

Neste tipo de trabalho, é importante ressaltar que os dados dos métodos de coleta como os utilizados aqui: coleta ativa e pratos armadilha, sejam analisados separadamente, porque como pode ser observado, quando se trata de dados por coleta ativa com uso de rede, as abelhas são capturadas na vegetação, em voo e em ninhos, sem serem atraídas para o ambiente onde foram capturadas. No entanto para a metodologia pratos armadilha, os pratos funcionam como modelos florais de atração, assim em áreas queimadas eles simulam flores, podendo ficar mais evidentes por ter tido a vegetação queimada, atraindo mais abelhas, enquanto que em áreas não queimadas os pratos armadilha competem por abelhas com a vegetação florida, havendo interferência da vegetação sobre a atração destas.

Estudos futuros podem ajudar em uma maior compreensão de como as comunidades de abelhas em habitats de canga são moldadas pela ação do fogo, como por exemplo estudos que abordem como as comunidades de plantas através da análise da sua composição, riqueza e abundância, explicam as diferenças observadas nas comunidades de abelhas e o papel dos ninhos ao longo da recuperação de áreas queimadas. E ainda é importante que estes estudos acompanhem as comunidades de abelhas por vários anos, porque como é visto em outros trabalhos, a recuperação destas comunidades continuam por mais de dez anos após o fogo.

Espera-se que o presente trabalho tenha elucidado a importância de se conhecer os efeitos do fogo sobre a estrutura de comunidades de abelhas em áreas queimadas, para a conservação da apifauna no Cerrado, especialmente em face do aumento das atividades antrópicas e das mudanças ambientais globais, capazes de degradar os ecossistemas terrestres. E que também sirva de incentivo e base para outros estudos semelhantes e de longa duração no Brasil.

6. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- Black, S. H.; Shepherd, M.; Vaughan, M. 2011. Rangeland Management for Pollinators. *Society for Range Management* 9-13.
- Brandão, M. 1992. Caracterização Geomorfológica, Climática, Florística e Faunística da Serra do Curral em Belo Horizonte, Minas Gerais. *Daphne* 2: 13-38.
- Bunge, J. & Fitzpatrick, M. 1993. Estimating the number of species: a review. *Journal Of The American Statistical Association* 88: 364-73.
- Campbell, J. W.; Hanula, J. L.; Waldrop, T. A. 2007. Effects of prescribed fire and fire surrogates on floral visiting insects of the blue ridge province in North Carolina. *Biological Conservation* 134: 393-404.
- Cane, J. H.; Minckley R.; Kervin, L. 2001. Sampling bees (Hymenoptera: Apiformes) for pollinator community studies: pitfalls of pan-trapping. *J Kan Entomol Soc* 73: 208-214.
- Cane, J. H & Neff, J. L. 2011. Predicted fates of ground-nesting bees in soil heated by wildfire: Thermal tolerances of life stages and a survey of nesting depths. *Biological Conservation* 144: 2631-2636.
- Carmo, F. F.; Sousa, E.; Fonseca, F. C.; Ribeiro, L. C.; Jacobi, C. M. 2007. Recrutamento pós-fogo em dois habitats de um campo rupestre ferruginoso (canga) na Serra da Moeda, MG. Anais do VIII congresso de ecologia do Brasil 1-2.
- Clarke, K. R., 1993, Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.
- Clarke, K. R.; Warwick, R. M. 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation* . 2 ed. Primer – E. Plymouth, UK: Plymouth Marine laboratory 1-144.
- Colwell, R. K. 2009. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species for samples. Version 8.2.0 Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates> >. Acesso em: 10 de dezembro de 2012.
- Coutinho, L. M. 1976. Contribuição ao conhecimento do papel ecológico das queimadas na floração de espécies do Cerrado. Tese de Livre Docência, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil 1-173.
- Coutinho, L. M. 1990. *Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado*. Fire in the Tropical Biota (ed. J. G. Goldammer) 82-105.
- Cruz- Sánchez, M. A; Asís, J. D; Gayubo, S. F; Tormos, J.; González, J.A. 2011. The effects of wildfire on Spheciformes wasp community structure: the importance of local habitat conditions. *J Insect Conserv* 15: 487-503.

- Dafni, A. 1992. *Pollination Ecology: a practical approach*. New York: Oxford University Press 250p.
- Frizzo, T. L. M; Bonizário, C; Borges, M. P.; Vasconcelos, H. L. 2011. Revisão dos Efeitos do Fogo Sobre a Fauna de Formações Savânicas do Brasil. *Oecologia Australis* 15: 365-379.
- Fundação Biodiversitas. 2007. Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Rola Moça. Disponível em: <<http://www.biodiversitas.org.br/planosdemanejo/pesrm/regiao>>. Acesso em 21 de novembro de 2012.
- Haddad, C. R. B.; Valio, I. F. M. 1993. Effect of fire on flowering of *Lantana montevidensis*. *Briq. Journal of Plant Physiology* 141:704-707.
- Hammer, Ø.; Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Version 2.17B. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 pp. Disponível em: <http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm>. Acesso em: 22 de novembro de 2012.
- Harper, M. G.; Dietrich, C. H.; Larimore, R. L.; Tessene, P. A. 2000. Effects prescribed fire on prairie arthropods: An enclosure study. *Natural Areas Journal* 20: 325-335.
- Kambach, S.; Guerra, F.; Stephan, G. B; Hensen, H.; Schleuning, M. 2013. Human-Induced Disturbance Alters Pollinator Communities in Tropical Mountain Forests. *Diversity* 5: 1-14.
- Keeley, J. E. 1986. *Resilience of Mediterranean shrub communities to fire*. 95-112. In: Dell B, AJM Hopkins & BB Lamont (eds) *Resilience in Mediterranean-type ecosystems*. Dr. W Junk, Dordrecht, The Netherlands.
- Keeley, J. E. & Zedler, P. H. 1978. Reproduction of chaparral shrubs after fire: a comparison of sprouting and seeding strategies. *The American midland Naturalist* 99: 142-161.
- Leong, J. M. & Thorp, R. W. 1999. Colour-coded sampling: the pan trap colour references of oligolectic and nonoligolectic bees associated with a vernal pool plant. *Ecological Entomology* 24: 329-335.
- Lillie, S. 2011. The role of fire in shaping pollinator communities: a post burn analysis of bees in serpentine habitat. Thesis Presented to The Faculty of Humboldt State University 1-48.
- Love, B. 2012. Response of Bees to Wildfire: Rockin' the Shock Phase. Byron Love Utah State University USDA ARS Pollinating Insect Research Unit. Disponível em: <http://www.fs.fed.us/rm/boise/research/shrub/projects/PowerPoint_Presentations/2012/Love>. Acesso em: 28 dezembro de 2012.
- Lyon, L. J.; Huf, M. H.; Hooper, R.G.; Telfer, E. S.; Schreiner, D. S.; Smith, J. K. 2000. Fire Effects on wildlife Food. In: *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on fauna*. Ogden, UT: USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station 51-58.
- Manly, B. J. F. 2008. *Métodos Estatísticos Multivariados: Uma Introdução*. 3ª Edição. Porto Alegre: Artmed Editora 1-229.

- Masi, B. P. & Zalmon, I. R. 2008. Zonação de Comunidade Bêntica do entremarés em Molhes sob diferente hidrodinamismo na costa norte do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 35: 662-673.
- Michener, C. D. 1974. *The social behavior of the bees*. Harvad University Press, Cambridge, Massachusetts 56p.
- Michener, C. D. 2007. *The bees of the World*. Washington. The Johns Hopkins University Press Baltimore 953p.
- Miller, R. G. 1974. The jackknife: a review. *Biometrika* 61: 1-15.
- Miranda, H. S.; Bustamante, M. M. C.; Miranda, A. C. 2002. *The fire factor*, 51-68. In: Olivera, P. S. & Marquis, R. J. (eds). *the cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. Columbia University Press.
- Moretti, M.; Bello, F.; Roberts, S. P. M.; Potts, S. G. 2009. Taxonomical vs. functional responses of bee communities to fire in two contrasting climatic regions. *Journal of Animal Ecology* 78: 98-108.
- Mori, S. A.; Silva, L. A. M.; Lisboa, G.; Coradin, L. 1985. *Manual de manejo do herbário fanerogâmico*. Ilhéus, CEPLAC 1-97.
- Munhoz, C. B. R.; Felfili, J. M. 2005. Fenologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma comunidade de campo sujo na Fazenda Água limpa no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botânica Brasilica* 19: 979-988.
- Neves, S. P. S. & Conceição, A. B. 2010. Campo rupestre recém-queimado na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: plantas de rebrota e sementes, com espécies endêmicas na rocha. *Acta Botanica Brasilica* 24: 697-707.
- Potts, S. G.; Vulliamy, B.; Dafni, A.; Ne'eman, G.; Willmer. 2003a. Linking bees and flowers: how do floral communities structure pollinator communities? *Ecology* 84: 2628-2642.
- Potts, S. G.; Vulliamy, B.; Dafni, A.; Ne'eman, G.; O'Toole, C.; Roberts, S.; Willmer, P. 2003b. Response of plant-pollinator communities to fire: changes in diversity, abundance and floral reward structure. *Oikos* 101: 103-112.
- Potts, S. G.; Vulliamy, B.; Roberts, S.; O'Toole, C.; Dafni, A.; Ne'Eman, G.; Willmer, P. 2005. Role of nesting resources in organising diverse bee communities in a Mediterranean landscape. *Ecological Entomology* 30: 78-85.
- Prada, M. & Marinho-Filho, J. 2004. Effects of Fire on the Abundance of Xenarthrans in Mato Grosso, Brazil. *Austral Ecology* 29: 568-573.
- Rizzini, C. T. 1997. *Tratado de fitogeografia do Brasil – Aspectos ecológicos*. São Paulo: Hucitec, Edusp. 2º volume 747p.
- Safford, H. D. 2001. Brazilian Páramos. III. Patterns and rates of postfire regeneration in Campos de Altitude. *Biotropica* 33: 282-302.

- Sakagami, S. F.; Laroca, S.; Moure, J. S. 1967. Wild bee biocenotics in São José dos Pinhais (PR), south Brazil preliminary report. *Journal of Faculty Science Hokkaido University* 18: 57-127.
- Semad – IEF / MG. 2007. Plano de manejo do Parque Estadual da Serra do Rola Moça, incluindo a Estação Ecológica de Fechos. Belo Horizonte – Minas Gerais.
- Silveira, F. A.; Melo, G. A. R.; Almeida, E. A. B. 2002. *Abelhas Brasileiras Sistemática e Identificação*. Belo Horizonte 253p.
- Springett, J., 1976. The effect of prescribed burning on the soil fauna and litter decomposition in Western Australia forests. *Australian Journal of Ecology* 1: 77-82.
- Vieira, E. 1999. Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado. *Journal Zoological of London* 249: 75-81.
- Villa, J. D. 2004. Swarming Behavior of Honey Bees in Southeastern Louisiana. *Annals of the Entomological Society of America* 97: 111-116.
- Wallen, K. 2010. Fire, grazing, and herbicide: effects of rangeland management on bee and floral communities in Oklahoma. Submitted to the Faculty of the Graduate College of the Oklahoma State University in partial fulfillment of the requirements for the Degree of master of science 1-73.
- Whelan, R. J. 1995. *The Ecology of fire*. Cambridge, UK:Cambridge University Press, (Cambridge Studies in Ecology) 200-231.
- Williams, N. M.; Crone, E. E.; Roulston, T. H.; Minckey, R. L.; Packer, L.; Potts, S. G. 2010. Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. *Biological Conservation* 143: 2280-2291.

CAPÍTULO 2

EFEITOS DO FOGO SOBRE REDES DE INTERAÇÕES ABELHA- PLANTA EM ÁREAS DE CANGA NO CERRADO



Dialictus sp. visitando flor de *Evolvulus linarioides* Meisn.

RESUMO

Uma das consequências conhecidas de modificações rápidas nas paisagens e degradação de habitats, causados por processos como o fogo é a alteração das relações existentes entre plantas e seus visitantes florais, que pode interferir no equilíbrio e na diversidade de uma comunidade. Uma forma de avaliar se essas interações são modificadas após um incêndio, é comparar a estrutura das redes de interação em áreas que foram queimadas com redes de áreas não queimadas. Neste trabalho, foram comparadas redes de interação abelha-planta de três áreas queimadas e três áreas não queimadas, usando abordagens de redes ecológicas, para se testar a hipótese de que as estruturas das redes de interação abelha-planta foram modificadas nas áreas queimadas. Para cada rede, foram analisados: o seu tamanho, conectância, índice de especialização, aninhamento e modularidade. Em áreas não queimadas, foram coletadas 152 espécies de abelhas e 41 espécies de plantas, e em áreas queimadas, 59 espécies de abelhas e 21 espécies de plantas. As redes de interação das três áreas não queimadas apresentaram aninhamento significativo, ao contrário das redes de áreas queimadas. Houve modularidade significativa em todas as redes de áreas queimadas e não queimadas, sendo que a modularidade e a métrica conectância não diferiram estatisticamente entre os tratamentos. O menor tamanho e os maiores índices de especialização das três redes de áreas queimadas, sugerem que essas características nas redes também podem estar sofrendo algum tipo de alteração causado pelo fogo, embora a diferença estatística entre essas métricas tenham sido apenas marginalmente significantes entre redes de áreas queimadas e não queimadas. Ficou evidente que, em termos funcionais, o aninhamento da rede foi a métrica mais afetada pelo fogo.

Palavras-chave: fogo, interações ecológicas, abelhas, plantas.

ABSTRACT

A known consequence of fast modification of landscapes and of habitat degradation caused by processes as fire is the change in the relationships between plants and their floral visitors, which may interfere in the community equilibrium and diversity. A way to evaluate if these interactions are modified after a fire is to compare the structure of interaction webs in burned and unburned areas. In this work, bee-plant interaction webs of three burned areas were compared with those of three unburned areas, using ecological web approaches to test the hypothesis that the structure of webs on burned areas are modified. Connectance, specialization index, nesting and modularity were evaluated in each web. In unburned areas, 152 bee species and 41 plant species were recorded, whereas in burned areas 59 bee species and 21 plant species were found. The interaction webs of the three unburned areas showed significant nesting, contrarily to the webs in burned areas. All sites, burned and unburned, presented significant modularity, however the modularity and metric connectance did not differ significantly among treatments. Although the metrics web size and specialization index did not differ between webs of burned and unburned areas, the smaller sizes and greater specialization indexes of the former areas, suggest that these characteristics may also be changed by fire. It was evident that, in functional terms, the web nesting was the metric most affected by fire.

Keywords: fire, ecological interactions, bees, plants.

1. INTRODUÇÃO

Os principais fatores ambientais determinantes da formação e manutenção das savanas são: o solo, hidrologia, geomorfologia, herbivoria, pastejo e o fogo (Mistry, 2000). O fogo no cerrado ocorre naturalmente ou por ação do homem (Lara *et al.*, 2007), geralmente queimadas de origem antrópica ocorrem com alta frequência na estação seca, devido a maior quantidade de combustível que possibilita queimadas de grande magnitude (Coutinho, 1990), desencadeando mudanças tanto na vegetação como na fauna ambiente (Frizzo *et al.*, 2011).

Rápidas modificações nas paisagens e degradação do habitat, causam alterações das relações existentes entre plantas e seus visitantes florais, polinizadores e dispersores de sementes, o que conduz ao declínio na reprodução das plantas e nas populações de animais que delas dependem para sua sobrevivência (Cunningham, 2000; Roubik, 2000). Interferindo no equilíbrio e na diversidade de uma comunidade (Bascompte *et al.*, 2003; Bascompte *et al.*, 2006; Jordano *et al.*, 2003) de tal modo, que alterações nas dinâmicas espaciais de ecossistemas, desencadeiam mudanças nas interações entre espécies, gerando importantes efeitos imediatos para conservação da biodiversidade (Thompson, 1997).

Para o estudo do funcionamento das interações entre espécies em diferentes sistemas ecológicos está sendo muito utilizado redes ditróficas, que consideram dois níveis tróficos, recurso e consumidor (Lewinsohn *et al.*, 2006a). Na rede cada espécie é representada por um nó e a ligação entre dois nós representa a interação entre duas espécies diferentes, possibilitando analisar a interdependência entre elas (Newman, 2003). Como por exemplo, a existência de uma estreita relação entre abelhas e plantas, vem tornando cada vez mais favorável o desenvolvimento de pesquisas através de redes interativas, com a finalidade de descrever como padrões de interação são moldados em sistemas ecológicos (Pigozzo & Viana, 2010), pois atualmente existem teorias bem estruturadas, cujo objetivo é compreender como acontecem as interações ecológicas no ambiente (Bascompte *et al.*, 2003; Olesen *et al.*, 2007).

Dessa forma, a fim de compreender essas interações, foram desenvolvidas métricas que estão sendo muito utilizadas em estudos de redes entre plantas e visitantes florais como: a conectância, o índice de especialização, o aninhamento e modularidade. Em redes estabelecidas entre abelhas e plantas um dos padrões estruturais típicos é a estrutura aninhada (Bezerra *et al.*, 2009; Pigozzo & Viana, 2010; Santos *et al.*, 2010; Silva *et al.*, 2010). De acordo com Bascompte *et al.* (2003) o aninhamento é um dos padrões gerais em redes de

interação plantas-visitantes florais, no qual espécies generalistas interagem entre si e especialistas interagem com generalistas (Bascompte & Jordano, 2007; Vazquez *et al.*, 2009). Assim espécies com poucas interações geralmente mais sensíveis, estão ancoradas a espécies com muitas interações e com maior capacidade de tolerar adversidades (Mello, 2010). Este padrão é importante em sistemas ecológicos por tornar as redes altamente coesas e robustas à perda de espécies, criando rotas alternativas para o sistema responder à perturbações e manter a estabilidade da rede (Bascompte *et al.*, 2003).

A conectância é a métrica que mede o percentual de interações que ocorrem em uma rede, dada pela razão entre o número de interações existentes e o número de interações possíveis (Olesen & Jordano, 2002). Biesmeijer *et al.* (2005) demonstraram que o nível de generalização em redes de visitantes florais eussociais (Apoidea) e plantas é muito afetado pelo tipo de habitat. De acordo com os autores, dentre os biomas brasileiros, os cerrados apresentaram menor conectância do que as dunas e a caatinga, enquanto a Mata Atlântica e os ambientes urbanos ocuparam uma posição intermediária. Sugerindo que a identidade das espécies parece ser menos relevante do que as propriedades das redes, uma vez que o sistema continua funcionando independente da sua composição e os processos são mantidos mesmo diante de mudanças na composição das comunidades.

Outro padrão encontrado em redes de interação abelha-planta é a modularidade, que consiste em subgrupos de espécies que interagem mais entre si do que com outras espécies. Há estudos que demonstram a modularidade relacionada com o aumento da riqueza de espécies na rede, como em uma meta-análise sobre redes de polinização realizada por Olesen *et al.* (2007), os autores encontraram todas as redes de interação planta-polinizador acima de 150 espécies como modulares e redes com menos de 50 espécies não eram modulares. No entanto, também já foram encontradas redes apresentando-se modulares com um número menor de espécies, como em Santos *et al.* (2010) uma rede de interação abelha-planta, com 12 espécies foi modular e em Bezerra *et al.* (2009) uma rede de interação entre abelhas coletoras de óleo e plantas da família Malpighiaceae, composta por 26 espécies também foi modular, embora a modularidade tenha sido baixa.

Estes estudos sobre o padrão de modularidade em redes ecológicas conduzem a importantes implicações conservacionistas. Pois há indícios de que em rede modulares as perturbações são esperadas por se espalhar mais lentamente do que em uma rede com estrutura não modular, mantendo a estabilidade da rede. No entanto a perda de espécies-chave responsável por ligar os módulos na rede, poderia desencadear a fragmentação da rede em

módulos isolados, tendo um efeito negativo na interação entre as espécies remanescentes (Olesen *et al.*, 2007).

Assim, considerando o objetivo de compreender como a ação do fogo interfere na estruturação das redes de interação entre espécies de abelhas e plantas em áreas de canga couraçada na região do Quadrilátero Ferrífero (MG), foram construídas redes de interação plantas-visitantes florais com o intuito de testar as seguintes hipóteses: 1) As redes de áreas queimadas são menores, devido a baixa riqueza de espécies quando comparadas com redes de áreas não queimadas. 2) Redes de áreas queimadas apresentam maior número de interações ou seja são mais generalistas, quando comparadas com as redes de áreas não queimadas. 3) A especificidade é maior em redes de áreas não queimadas; 4) As redes são mais estruturadas, ou seja, apresentam maior aninhamento em redes de áreas não queimadas do que em áreas queimadas; 5) As redes de interação de áreas não queimadas apresentam maior modularidade, com formação de subgrupos que possuem certa preferência por determinados recursos florais, enquanto as redes de áreas queimadas não apresentam formação de subgrupos, devido a baixa disponibilidade de recursos florais.

2. MATERIAL E METÓDOS

2.1 Área de Estudo

2.1.1 Localização e caracterização

O estudo foi desenvolvido no Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM). O parque foi criado no ano de 1994 (Decreto Estadual 36.071/94) e está inserido na parte central de Minas Gerais, na região do Quadrilátero Ferrífero, porção sul do Complexo da Serra do Espinhaço. Situado na confluência das Serras do Curral, Três Irmãos e da Moeda, englobando parte de quatro municípios: Belo Horizonte, Nova Lima, Ibitaré e Brumadinho, entre as coordenadas geográficas 44°01'15"-43°58'28"W e 22°03'29"-22°00'19"(Fundação Biodiversitas, 2007).

O PESRM, apresenta uma área total de aproximadamente 3.941,09 hectares, inserida em um ambiente que abrange formações vegetacionais de Cerrado (Cerrado sensu strictu, Savana gramíneo lenhosa, campos de gramíneas, campos rupestres sobre quartzito e sobre canga) e de Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual). Abriga várias nascentes e cabeceiras de rios das bacias do rio das Velhas e do rio Paraopeba, compondo um alto potencial hidrológico importante para parte do abastecimento das cidades de Belo Horizonte, Ibitaré e Brumadinho (Fundação Biodiversitas, 2007).

O relevo do PESRM apresenta-se dividido em compartimentos caracterizados por quatro tipos de litologias (litótipos) predominantes entre as rochas do Quadrilátero Ferrífero que afloram na área (Itabiritos, Dolomitos, Filitos e Quartzitos). Sendo caracterizado por ser irregular, com topografia que varia de colinas levemente onduladas a áreas muito acidentadas com altitudes que variam de 600 a 1.500m (Fundação Biodiversitas, 2007).

O clima segundo a classificação de Köppen é tropical de altitude, caracterizado por uma estação chuvosa no verão e outra tipicamente seca no inverno e temperatura média anual em torno de 18°-21°C (Brandão, 1992). Segundo o 5º Distrito do Instituto Nacional de Meteorologia, a média pluviométrica anual da região é de 1.528,6mm, com os meses de novembro, dezembro e janeiro sendo os mais chuvosos e o trimestre junho-julho-agosto os meses mais secos do ano e mais propensos a queimadas (Fundação Biodiversitas, 2007).

Situado no Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais, o PESRM sofre impactos derivados das atividades extrativistas de minério de ferro e calcário realizadas em seu entorno. Além da unidade apresentar-se vulnerável pelo risco potencial de incêndios criminosos, pela

existência de uma estrada pavimentada e a presença de construções e casas nos seus limites (Semad–IEF, 2007).

2.1.2 Seleção das áreas de estudo

O Parque Estadual da Serra do Rola Moça foi atingido por um incêndio no dia 23 de setembro de 2011, incêndio este que durou cerca de seis dias, queimando cerca de 65% da vegetação existente. De acordo com a Secretaria Estadual de Meio Ambiente, desde 2003 o Parque não era atingido por grandes queimadas.

Algumas semanas depois do incêndio, foram selecionadas para o estudo seis áreas de canga, sendo três áreas queimadas e três áreas não queimadas. Cada área queimada era contígua a uma outra área não queimada. Durante a etapa de escolha das áreas de coleta, os funcionários do PESRM indicaram a existência de apenas três dessas áreas contíguas (em que havia tanto vegetação queimada quanto não queimada). As áreas foram caracterizadas de acordo com Rizzini (1997) por canga couraçada em campo rupestre ferruginoso, constituída por concreção ferrosa que forma uma laje sobre o substrato contendo cavidades. Apresenta uma vegetação que cresce sobre conglomerados maciços de canga, encotrando-se esparsa devido a pouca disponibilidade de matéria orgânica no solo.

As áreas foram chamadas por código no decorrer do trabalho: 1NQ – área não queimada um, 1QU – área queimada um, 2NQ – área não queimada dois, 2QU – área queimada dois, 3NQ – área não queimada três e 3QU – área queimada três. Sendo que as áreas com o mesmo número formam par composto por área queimada e área não queimada (1QU/1NQ, 2QU/2NQ e 3QU/3NQ; com distâncias entre os pares de: 5, 40 e 5 metros respectivamente). Os tamanhos das áreas foram: 1NQ = 1,08 ha, 1QU = 1,08 ha, 2NQ = 0,96 ha, 2QU = 0,97 ha, 3NQ = 1,07 ha e 3QU = 1,05 ha. As distâncias entre as áreas 1 – 2 é igual a 610 m e entre as áreas 2 – 3 de 2700 m (Figura1).

2.2 Coleta de dados

As coletas foram realizadas de outubro de 2011 a março de 2012, sendo utilizado o método de coleta ativa em flores para a amostragem das abelhas, totalizando 232 horas de coleta. As idas ao campo aconteciam três dias por semana, durante todos os meses, e em cada dia era realizado coleta ativa em uma área de canga queimada e em uma área de canga não queimada. Assim sucessivamente nos outros dois dias até completar a coleta nas 6 áreas. Não foram realizadas coletas em dias muito nublados e chuvosos.

A coleta ativa foi realizada por dois coletores, com o auxílio de rede entomológica, iniciando 8h e terminando as 12h (e no horário de verão as coletas aconteciam das 9h às 13:00h). Sendo um coletor na área queimada e um coletor na área não queimada. Cada coletor percorria a área em zigue-zague, permanecendo na planta por até 5 minutos, baseado no método descrito por Sakagami *et al.* (1967). As abelhas eram coletadas nas flores, depois mortas em câmaras mortíferas abastecidas com acetato de etila, armazenadas em sacos de papel etiquetados e levadas ao laboratório de Sistemática e Taxonomia de Abelhas da Universidade Federal de Minas Gerais/UFMG. Onde foram montadas em alfinete entomológico e secas em estufa, para posterior identificação taxonômica. Dois exemplares de cada espécie de planta florida onde as abelhas eram capturadas; foram coletadas, prensadas em campo e secas em estufas do Departamento de Biologia Vegetal da Universidade Federal de Minas Gerais/UFMG, onde foi feita a montagem de acordo com as técnicas usuais (Mori *et al.*, 1985). A identificação foi realizada com a ajuda do especialista Flávio Fonseca do Carmo. E as exsiccatas foram incluídas no Herbário do Instituto de Ciências Biológicas (BHCB).

As abelhas foram identificadas com o auxílio do Dr. Fernando Amaral da Silveira, do Msc. José Eustáquio dos Santos Júnior e do biólogo Rodolfo Cesar Costa Arantes. Foram adotadas as classificações propostas por Michener (2007) e Silveira *et al.* (2002). As abelhas foram depositadas no Centro de Coleções Taxonômicas da UFMG.

2.3 Análise das redes de interações

De acordo com os dados obtidos, a partir das matrizes de interação abelha-planta, foram construídos grafos bipartidos, para cada uma das três áreas de canga não queimadas e queimadas, utilizando o programa Pajek Versão 3.01 (*Program for Large Network Analysis* – Batagelj & Mrvar, 1998) e o Guia para Análise de Redes Ecológicas (Mello, 2012).

Dentre as métricas disponíveis para a descrição de redes de interação, foram utilizadas a métrica para calcular o tamanho da rede, a conectância, o índice de especialização quantitativo, o aninhamento e a modularidade.

Para o cálculo do tamanho da rede foi usado a fórmula:

$$M = A + P$$

onde A e P é o número total de espécies de abelhas e plantas registradas para cada rede. Assim o tamanho da rede é definido como a riqueza total de espécies.

A conectância (C), porcentagem de todas as possíveis interações observadas na rede, é definida como a razão entre o número de interações observadas (I) e o número de interações possíveis, dado pelo produto do número de plantas (P) e animais (A) da rede. Para valores percentuais, o valor de C foi multiplicado por 100.

$$C = \frac{I}{A.P}$$

Foi calculado o índice de especialização quantitativo H² na comunidade (Blüthgen *et al.*, 2006; Blüthgen *et al.*, 2008) que é uma medida bidimensional derivada do índice de Shannon. H² varia entre 0 (extrema generalização) e 1,0 (extrema especialização) (Blüthgen *et al.*, 2006), sendo muito útil para comparações entre redes distintas (Blüthgen, 2010). O cálculo deste índice foi realizado pelo site Blüthgen: <http://rxc.sys-bio.net>.

O grau de aninhamento da comunidade foi estimado através da métrica NODF (*Nestedness metric based on Overlap and Decreasing Fill*; Almeida-Neto *et al.*, 2008) utilizando o software ANINHADO (Guimarães & Guimarães, 2006), o qual mede o grau de preenchimento e ordenamento da matriz utilizando dados binários através de matrizes de presença-ausência. O grau de aninhamento é calculado em cada par de linhas e colunas da matriz, comparando-se todas as combinações entre linhas e colunas. Quando uma linha em posição anterior possui o mesmo ou menor número de ocorrências que uma linha em posição posterior, o valor atribuído para o NODF do par é zero. Quando uma linha de posição anterior na matriz possui número de ocorrência maior que o da linha posterior, calcula-se a porcentagem de ocorrência que a linha posterior tem em comum com a anterior e esta porcentagem será o valor de NODF para o par. Procedimento que é repetido para todos os pares formados entre linhas, também para os pares entre colunas e é calculada a média dos NODFs dos pares, obtendo assim o valor de aninhamento da matriz.

Para atingir o aninhamento máximo segundo Almeida-Neto *et al.* (2008) de acordo com a métrica NODF, são necessários: 1) sobreposição completa dos valores de 1 da matriz binária, da direita para a esquerda e de baixo para cima; 2) diminuição dos totais marginais entre todos os pares de linhas e colunas. Uma matriz com essas características possui portanto 50% de preenchimento e seu grau de aninhamento é de 100%.

A fim de estimar se o grau de aninhamento das redes foram significativos ou seja testar se o grau de aninhamento observado é maior do que aquele que seria obtido ao acaso, foram gerados 1000 valores aleatórios de aninhamento, utilizando o modelo nulo CE, que é calculado pelo programa ANINHADO. Este modelo nulo aleatoriza as ocorrências das espécies de forma que, em média, os totais marginais obtidos para as linhas e colunas da

matriz sejam mantidos. Desta forma, os locais com maior riqueza terão maior probabilidade de abrigar muitas espécies e as espécies mais frequentes terão maior probabilidade de ocorrência. Este é o modelo nulo mais conservador para testar aninhamento, já que preserva a probabilidade diferencial de ocorrência de associações entre linhas e colunas, de acordo com os seus totais marginais. No modelo nulo CE a probabilidade da célula a_{ij} demonstrar presença é $\left(\frac{P_i}{C} + \frac{P_j}{R}\right) / 2$, onde P_i é o número de presenças na linha i , P_j é o número de presenças na coluna j , C é o número de colunas e R é o número de linhas (Guimarães & Guimarães, 2006; Almeida-Neto *et al.*, 2008).

A modularidade é definida pela métrica M (Newman & Girvan, 2004), definida por

$$M = \sum_{s=1}^{N_M} \left(\frac{I_s}{I} - \left(\frac{K_s}{2I} \right)^2 \right)$$

N_M é o número total de módulos na rede, I_s é o número total de interações no módulo, I é o número total de interações da rede e K_s é a soma das interações de cada espécie do módulo. Assim $\frac{I_s}{I}$ é a fração de interações dentro do módulo s e $\left(\frac{K_s}{2I}\right)^2$ é o que seria esperado que ocorresse dentro do módulo s ao acaso. O valor de modularidade varia de 0 a 0,9, sendo que em redes que apresentem valores mais próximos de 0 são totalmente conectadas (uma rede com valor de modularidade zero será representada por um único módulo, onde todas as espécies da rede fazem interações entre si), e as com valores mais próximos de 0,9 representam redes com maior número de módulos.

O valor da modularidade M é estimado por meio do algoritmo de otimização *simulated annealing*, através do programa NETCARTO (Guimerà & Amaral, 2005) cujo objetivo é atribuir espécies a módulos a fim de obter o valor máximo de M . Para estimar se o grau de modularidade foi significativo, a medida das redes reais foi comparada com 1000 matrizes aleatorizadas a partir da matriz real, usando o modelo nulo CE, o mesmo utilizado na análise de aninhamento. As matrizes teóricas foram geradas através software R (Ihaka & Gentleman, 1996). E os valores de modularidade de cada matriz foram calculados por uma versão modificada por Marquitti (2010) do NETCARTO (Guimerà & Amaral, 2005). Depois foi realizado um Teste Z, a fim de estimar o valor de P .

Foi realizado um Teste T Pareado (*Paired t test*) para mensurar se houve diferença estatística no tamanho da rede (M); valores de conectância (C); índice de especialização quantitativo na comunidade (H^2); valor do aninhamento da rede (NODF) e a modularidade

(M) entre as áreas queimadas e as áreas não queimadas. Para este teste foi usado o programa Statistica 10.0.

3. RESULTADOS

Durante todo o período deste estudo foram coletadas 152 espécies de abelhas e 41 espécies de plantas nas áreas não queimadas e 59 espécies de abelhas e 21 espécies de plantas em áreas queimadas. O tamanho da rede (M) apresentou-se maior nas três redes das áreas não queimadas (1NQ, 2NQ e 3NQ). No entanto, a diferença no tamanho das redes de áreas não queimadas e queimadas foi marginalmente significativa ($gl = 2$; $t = 3,66$; $p = 0,06$), (Tabela 3, figura 16).

Para as redes das áreas não queimadas, na rede 1NQ é possível teoricamente 600 interações, no entanto dentre essas interações apenas 77 foram observadas. Para a rede 2NQ era possível 468 interações e foram observadas 80 e na rede 3NQ, era possível 1000 interações e foram observadas 110. Já para redes de áreas queimadas, na rede 1QU das 196 possíveis interações, 34 foram observadas; na rede 2QU, 270 interações possíveis e 41 observadas e a rede 3QU das 16 interações possíveis, foram observadas cinco. O número de espécies de abelhas e plantas para cada rede estão descrito na Tabela 3.

Das interações observadas (áreas não queimadas), para a rede 1NQ e 3NQ as duas espécies de abelhas com mais interações realizadas foram *Apis mellifera* e *Paratrigona lineata*, correspondendo a 16,88% (rede 1NQ) e 20,9% (rede 3NQ) das interações e para a rede 2NQ foram *Apis mellifera* e *Trigonopedia* sp.01, correspondendo a 14,37% das interações. Do ponto de vista da comunidade vegetal, para a rede 1NQ as duas espécies de plantas com mais interações foram: *Stachytarpheta glabra* e *Mimosa calodendron* que correspondem a 64,97% das interações. Na rede 2NQ, foram *Lychnophora pinaster* e *Tibouchina* sp. nov. com 57,5% das interações e na rede 3NQ as espécies *Lychnophora pinaster* e *Mimosa calodendron*, juntas contribuíram para 36,35%.

Para as redes de áreas queimadas, as espécies de abelhas com mais interações foram para a rede 1QU, *Trigonopedia* sp.01 (8,82%) e as espécies *Apis mellifera*, *Augochloropsis multiplex*, *Centris trigonoides* e *Paratrigona lineata*, sendo as segundas espécies com mais interações (5,88% de interações para cada espécie), o restante das espécies contribuíram apenas com uma interação. Para a rede 2QU, *Paratrigona lineata* (14,63%) e *Apis mellifera* (9,75%) e na rede 3QU, *Apis mellifera* (40%), sendo que as espécies restantes tiveram apenas uma interação. Para as espécies de plantas, na rede 1QU foram *Stachytarpheta glabra* (67,64%), *Peixotoa tomentosa* e *Tibouchina* sp. nov (com 8,82% de interações cada). Para

2QU, *Galianthe centranthoides* (29,26%), *Peixotoa tomentosa* e *Chromolaena multiflosculosa* (17,07% cada) e a rede 3QU, *Microtea paniculata* (40%) sendo que as outras espécies realizaram apenas uma interação.

Quanto a conectância, medida de densidade das interações na rede, as redes 1QU e 3QU tiveram maior conectância do que seus respectivos pares de rede de áreas não queimadas (1NQ e 3NQ), conforme o esperado. E quanto ao par de redes 2QU e 2NQ, estes tiveram os valores de conectância muito próximos, sendo o valor da rede 2QU um pouco menor. A conectância média das redes de áreas não queimadas foi $\langle C \rangle = 13,64$; desvio padrão $DP_C = 3,12$ e para as redes das áreas queimadas $\langle C \rangle = 21,26$; $DP_C = 8,71$. No entanto não houve uma diferença significativa entre a conectância das redes de áreas queimadas e não queimadas ($gl = 2$; $t = -1,15$; $p = 0,36$); (Tabela 3, figura 17). O índice de especialização quantitativo (H^2) das redes de áreas queimadas (1QU, 2QU e 3QU) apresentaram-se maiores que os das redes de áreas não queimadas, embora essa diferença tenha sido apenas marginalmente significativa ($gl = 2$; $t = -3,08$; $p = 0,09$); (Tabela 3, figura 18).

O padrão estrutural aninhando foi encontrado somente nas redes das áreas não queimadas (1NQ, 2NQ e 3NQ) de acordo com o modelo nulo do tipo CE. O valor do aninhamento médio das redes de áreas não queimadas foi $\langle NODF \rangle = 29,04$ e o desvio padrão $DP_{NODF} = 2,65$ e para as redes das áreas queimadas $\langle NODF \rangle = 15,75$; $DP_{NODF} = 2,91$. Os valores do aninhamento das redes de áreas não queimadas são estatisticamente diferentes dos valores do aninhamento das redes de áreas queimadas ($gl = 2$; $t = 6,75$; $p = 0,02$); (Tabela 3, figura 19).

As redes de interação variaram entre 3 e 5 módulos, sendo identificados em média 5 módulos para redes de áreas não queimadas e 3,6 para redes de áreas queimadas. Embora em média a modularidade tenha sido baixa, 0,43 para redes de áreas não queimadas e 0,40 para redes de áreas queimadas, todas as redes apresentaram modularidade significativa $p < 0,0001$. Todavia não houve diferença significativa entre as modularidades das redes de áreas queimadas e não queimadas ($gl = 2$; $t = 0,86$; $p = 0,47$); (Tabela 3, figura 20).

Em razão do pequeno tamanho amostral (três pares de áreas) o poder do teste para as comparações pareadas foi baixo para conectância (0,22) e modularidade (0,09). Apesar do baixo tamanho amostral, o teste t pareado foi capaz de detectar diferença significativa para o aninhamento (poder = 0,89) e diferenças marginalmente significativas para o tamanho da rede (poder = 0,5) e o índice de especialização (poder = 0,7).

Tabela 3. Número de espécies de plantas (sps P) e abelhas (sps A) coletados; tamanho da rede (M); valores de conectância (C); índice de especialização quantitativo na comunidade (H^2); valor do aninhamento da rede (NODF) e a modularidade representada por (M). Os valores de $p(H^2)$, $p(NODF)$ e $p(M)$ referem-se a probabilidade de redes teóricas reproduzirem um valor de especialização, aninhamento e modularidade, respectivamente, maiores que das redes reais. (*)Valores de aninhamento que apresentaram $p < 0,05$.

Rede	sps(P)	sps(A)	M	C	H^2	$p(H^2)$	NODF	$p(NODF)$	No módulos	M	$p(M)$
1NQ	12	50	62	12,83	0,487	$p < 0,0001^*$	27,56	0,05*	5	0,45	$p < 0,0001^*$
1QU	7	28	35	17,35	0,682	$p < 0,0001^*$	12,49	0,98	3	0,44	$p < 0,0001^*$
2NQ	9	52	61	17,09	0,461	$p < 0,0001^*$	27,45	0,048*	5	0,46	$p < 0,0001^*$
2QU	10	27	37	15,18	0,707	$p < 0,0001^*$	18,09	0,61	5	0,49	$p < 0,0001^*$
3NQ	20	50	70	11	0,414	$p < 0,0001^*$	32,11	0,001*	5	0,4	$p < 0,0001^*$
3QU	4	4	16	31,25	0,947	$p = 0,0115^*$	16,67	0,67	3	0,29	$p < 0,0001^*$

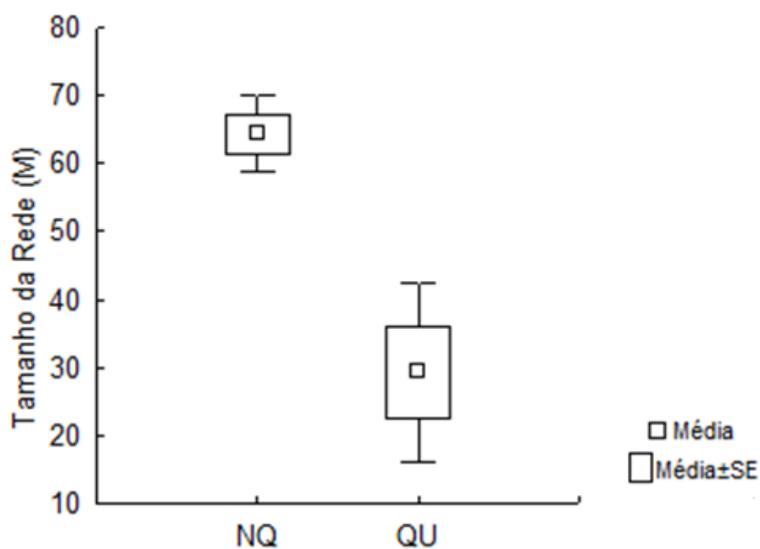


Figura 16. Média (com erro-padrão e IC de 95%) do Tamanho da Rede (M) entre os tratamentos queimado (QU) e não queimado (NQ).

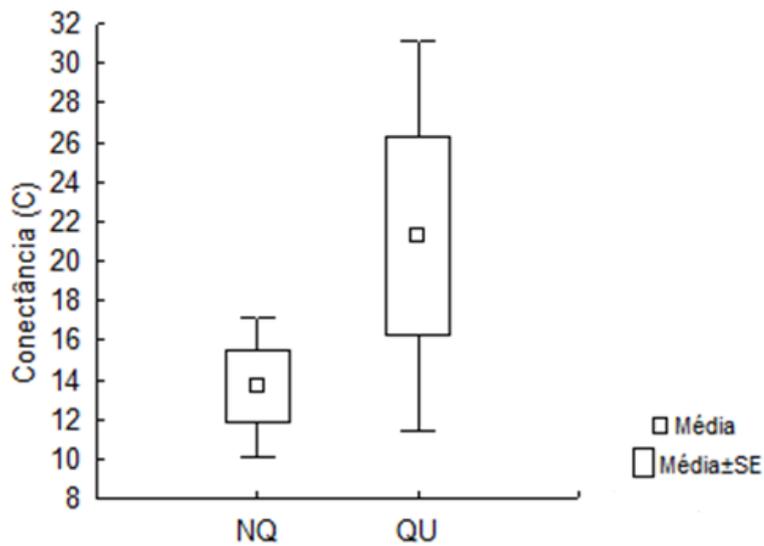


Figura 17. Média (com erro-padrão e IC de 95%) da Conectância (C) entre os tratamentos queimado (QU) e não queimado (NQ).

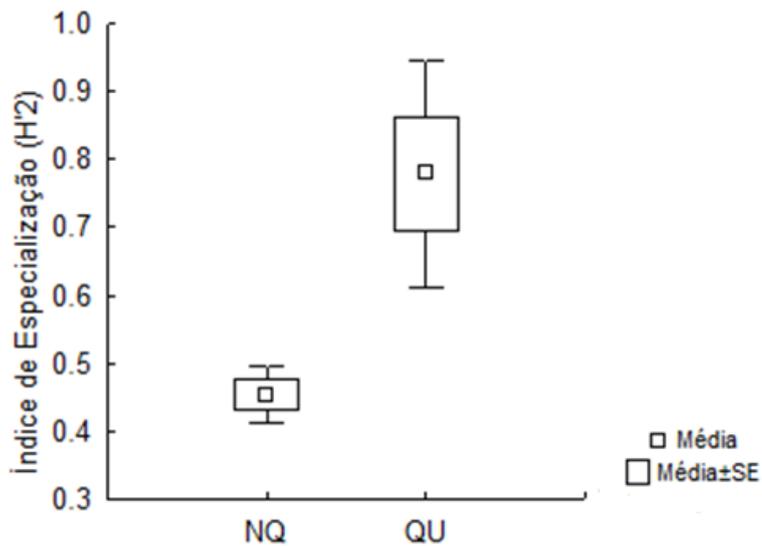


Figura 18. Média (com erro-padrão e IC de 95%) do Índice de Especialização (H'2) entre os tratamentos queimado (QU) e não queimado (NQ).

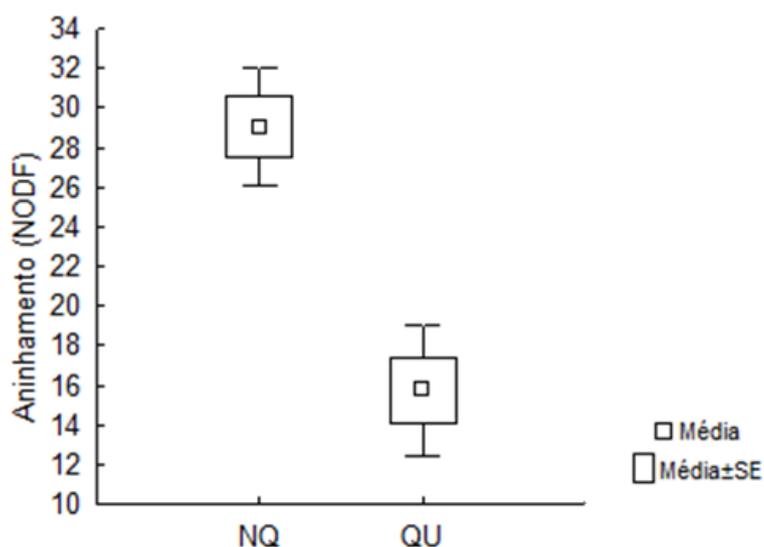


Figura 19. Média (com erro-padrão e IC de 95%) do aninhamento da rede (NODF) entre os tratamentos queimado (QU) e não queimado (NQ).

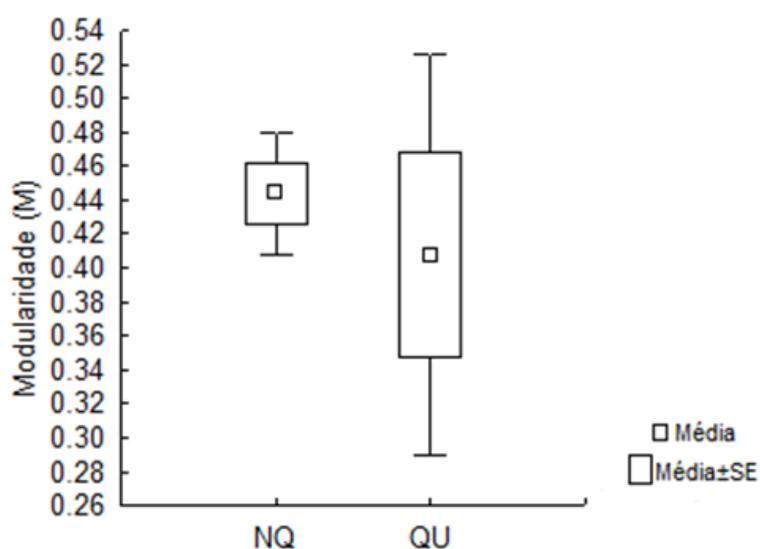


Figura 20. Média (com erro-padrão e IC de 95%) da Modularidade (M) entre os tratamentos queimado (QU) e não queimado (NQ).

Abaixo, desenhos dos grafos das redes de interação abelha-planta resultantes para cada área queimada e não queimada, representadas pelas figuras 21 a 26. Nelas os círculos verdes representam as plantas, círculos amarelos as abelhas e as linhas (com dados de abundância) representam as conexões. Os dados utilizados para os desenhos dos grafos como espécies de

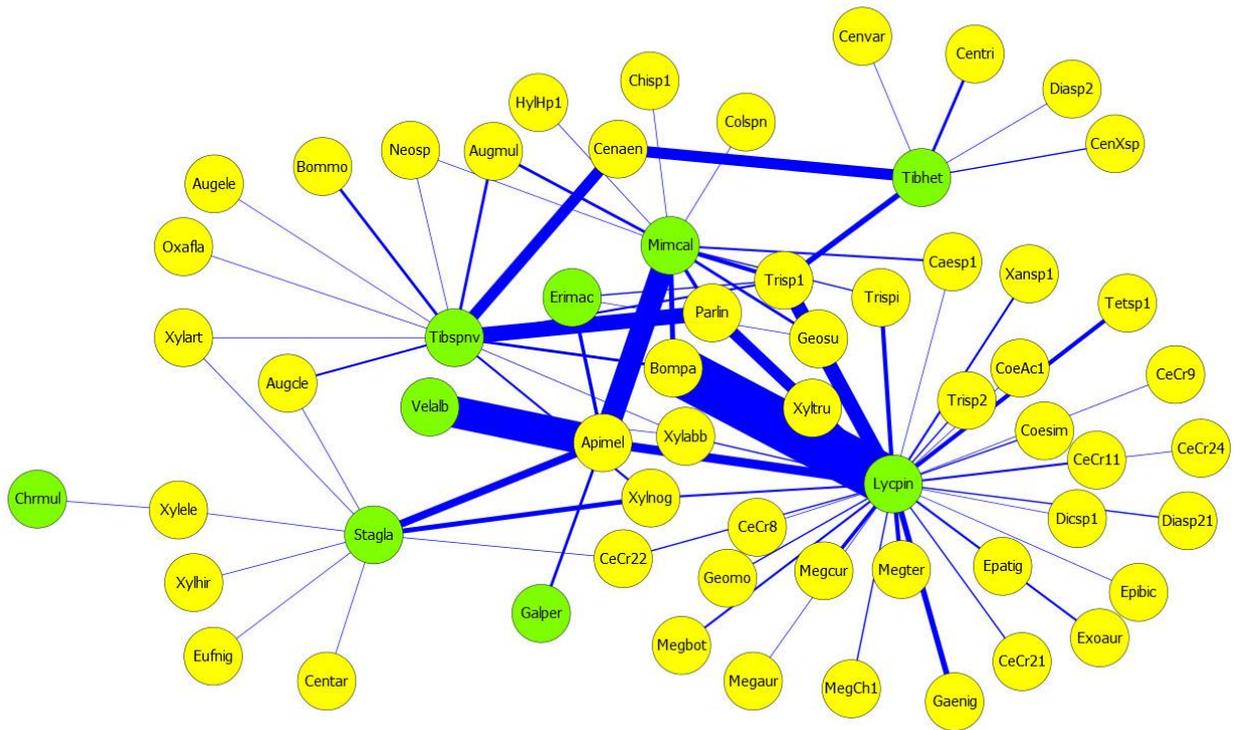


Figura 23. Rede de interação da área não queimada dois (2NQ).

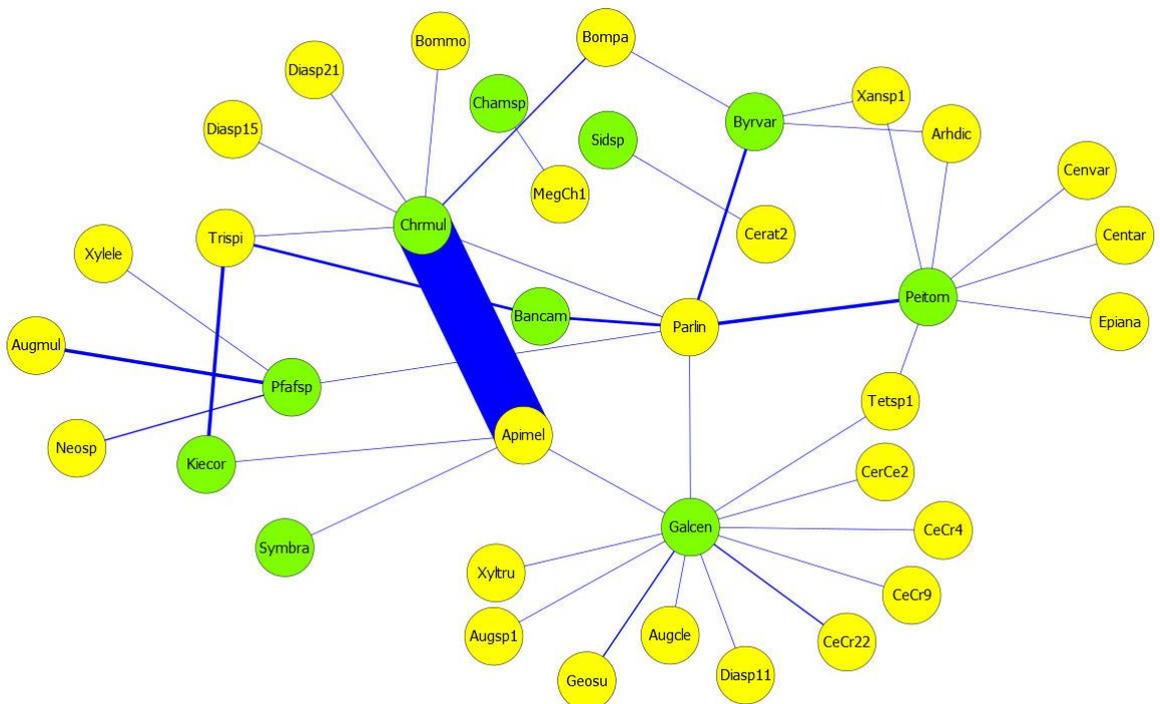


Figura 24. Rede de interação da área queimada dois (2QU).

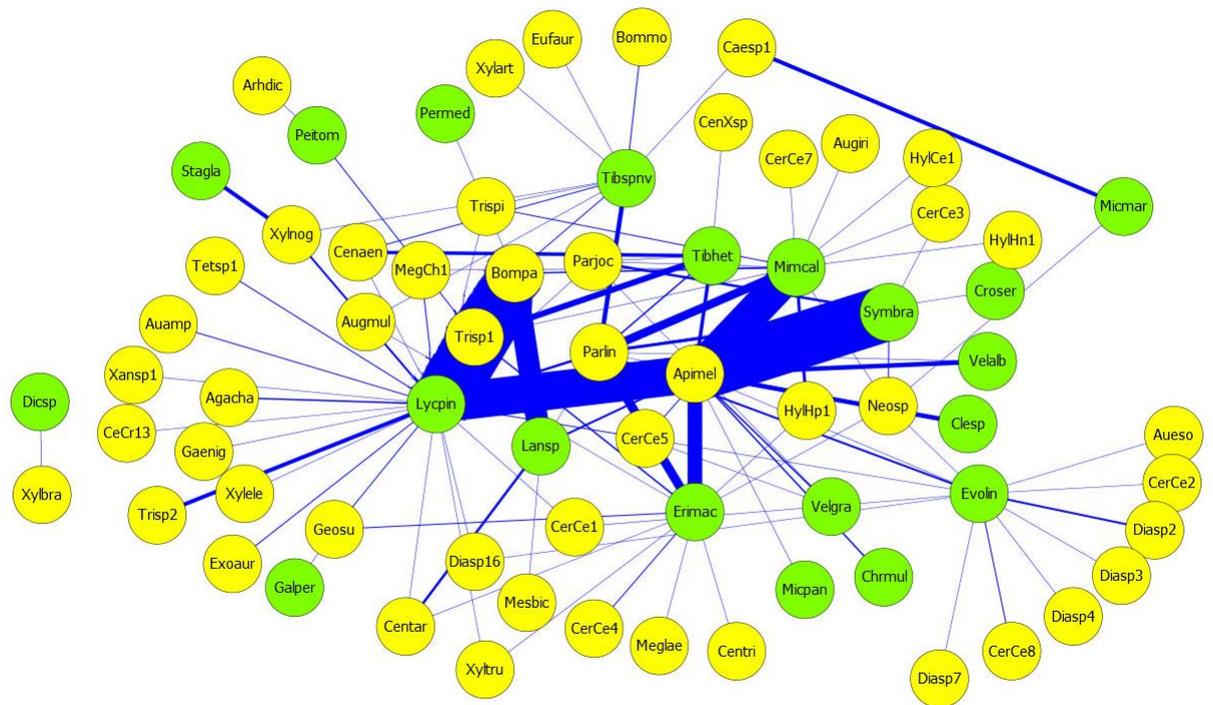


Figura 25. Rede de interação da área não queimada três (3NQ).

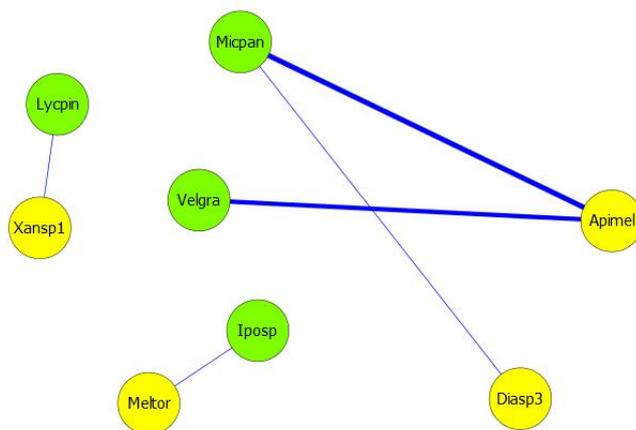


Figura 26. Rede de interação da área queimada três (3QU).

4. DISCUSSÃO

Embora não tenha havido diferença significativa dos valores de conectância (densidade das interações) das redes de interação abelhas e plantas entre áreas queimadas e não queimadas, duas das três redes de áreas queimadas (1QU e 3QU) tiveram maior conectância do que seus respectivos pares de rede de áreas não queimadas (1NQ e 3NQ). Apesar da conectância ter sido maior nestas redes de áreas queimadas, esta não está relacionada com o aumento do número total de espécies, o que é o usual (Olesen & Jordano, 2002), isto pode ter ocorrido porque o número de interações observadas pode não se correlacionar tanto com o tamanho da rede, por depender mais da biologia das interações do que da riqueza de espécies presentes nesta rede. Assim esse maior valor da conectância pode ter ocorrido pelo fato dessas redes serem pequenas e a maioria das interações terem sido realizadas por espécies que se apresentavam como mais abundantes e generalistas.

Valores de conectância têm sido examinados, comparando a densidade de interações entre os pares estabelecidos em redes de interação de polinizadores. Normalmente em uma rede quando o número de espécies aumenta, o número de interações estabelecidas também aumenta. No entanto é verificado que devido a uma maior especificidade em rede de visitantes florais, a conectância diminui exponencialmente nestes sistemas, quando comparados com sistemas de dispersores de semente por exemplo (Jordano, 1987).

Quanto ao tamanho da rede, houve uma diferença marginalmente significativa entre redes de áreas queimadas e não queimadas, com as três redes de áreas queimadas apresentando um tamanho menor. Esse menor tamanho observado para as redes de áreas queimadas está associado ao número menor de espécies de abelhas presentes nestas áreas, devido a baixa disponibilidade de recursos florais disponíveis depois do fogo e durante os meses de coleta. De acordo com Villa-Galaviz *et al.* (2012) o empobrecimento da riqueza de espécies em redes de interação de áreas degradadas, faz com que as redes tenham tamanhos menores, quando comparadas com áreas em estágios avançados de recuperação.

As redes de interação entre abelhas e plantas nas áreas queimadas e não queimadas quanto ao índice de especialização ($H'2$) tiveram uma diferença marginalmente significativa, com redes de áreas queimadas apresentando maior índice de especialização do que as redes das áreas não-queimadas. Sugerindo que as redes de áreas queimadas apresentam interações mais especializadas no nível da comunidade. Isso foi o contrário do esperado, já que as

evidências disponíveis apontam que, no nível das populações, os visitantes florais tendem a ser mais generalistas em ambientes onde ocorreram distúrbios (Taki & Kevan, 2007). No presente estudo, possivelmente essa maior especialização nas áreas queimadas tem um fundo mais matemático do que biológico, considerando como o índice é medido, já que as áreas queimadas apresentaram um número menor de espécies do que as áreas não-queimadas, o que levou as primeiras a terem um menor número de interações, aumentando seu valor de H^2 .

No estudo de Donatti (2011) sobre a reintegração de redes de interação planta-visitante floral, em áreas de restauração de ambientes degradados da Mata Atlântica, verificou-se que a conectância das redes foi menor em ambientes menos degradados ou seja aqueles que estão em estágios sucessionais mais avançados de recuperação, sendo consideradas redes menos generalistas. E o índice de especialização H^2 encontrado, foi maior em ambientes mais degradados indicando as redes dessas áreas como mais especialistas, enquanto as redes de áreas em estágios mais avançados de recuperação são indicadas como mais generalistas, sendo o contrário do esperado.

As redes de interação abelha-planta de áreas de canga não queimadas apresentaram-se aninhadas de acordo com o modelo nulo do tipo CE e condizem com o padrão geral de aninhamento encontrado entre polinizadores e plantas, para formigas e plantas com nectário extrafloral e entre morcegos frugívoros e plantas (Waser & Ollerton, 2006; Guimarães *et al.*, 2006; Marquitti, 2011). Enquanto o aninhamento das redes das áreas queimadas não foram significativos, demonstrando que o fogo é um processo que interfere no aninhamento das redes. Donati (2011) relatou em seu estudo sobre redes de interação planta-visitante floral em áreas de ambientes degradados em estágios sucessionais de recuperação, que o aninhamento das redes foi prejudicado pela degradação das áreas e que em redes de idades mais avançadas de restauração, o aninhamento ainda não havia se reestabelecido.

Há três características básicas que determinam o padrão aninhado, conforme Bascompte *et al.* (2003) e Guimarães *et al.* (2007): a existência de um núcleo coeso de generalistas interagindo entre si, especialistas interagindo com generalistas e a ausência de interações entre especialistas. Assim, as redes mutualísticas não são organizadas aleatoriamente ou por grupos isolados de espécies (especialistas interagindo apenas com especialistas); mas são organizadas em torno de espécies generalistas (Bascompte, 2009). No presente estudo, quando comparadas visualmente com seus pares de redes de áreas não queimadas, nota-se que nas redes 1QU, 2QU, 3QU houve um maior número de interações de espécies especialistas com especialistas, o que pode ter prejudicado a assimetria das interações, levando essas redes a não se encontrarem aninhadas.

A manutenção do padrão aninhado é muito importante para a estabilidade das redes de interação por ajuda-las a serem mais coesas, atribuindo maior robustez à perda de espécies, uma vez que podem existir diferentes rotas para o sistema responder à perturbações. E como a maioria das espécies raras interagem com espécies generalistas, que possuem menor probabilidade de extinção, esse padrão também contribui para a manutenção dessas espécies nas redes interativas (Bascompte *et al.*, 2003), aumentando a resiliência topológica das redes (Bascompte & Jordano, 2007).

Segundo Bascompte *et al.* (2003), redes de polinizadores com mais de 50 espécies apresentam-se geralmente aninhadas, sendo usualmente interpretado como resultado de uma especialização assimétrica ou seja o aninhamento aumenta com o aumento da complexidade da rede (número de interações). No caso deste estudo as redes de interação de áreas não queimadas com padrão aninhado apresentaram entre 50 a 52 espécies de abelhas, enquanto as redes de interação de áreas queimadas que não foram aninhadas apresentaram valores de 28 espécies para a rede 1QU, 27 para 2QU e 5 espécies para 3QU.

Para Lewinsohn *et al.* (2006b) a abundância das espécies é uma das explicações existentes para a organização aninhada das redes de interação, nas quais as espécies mais abundantes seriam mais generalistas e as menos abundantes teriam sua amplitude reduzida. Desse modo no caso das redes de interação abelha-planta, normalmente se tem espécies de abelhas mais abundantes forrageando grande parte da vegetação, e plantas com grandes quantidades de flores, atraindo a maior parte das abelhas (Pigozzo & Viana, 2010). Outra explicação complementar proposta por Pigozzo & Viana (2010) para esse padrão é que a estrutura aninhada também estaria relacionada a habilidade das diferentes espécies de abelhas fazerem uso dos recursos florais disponíveis de maneira ampla ou restrita.

Neste estudo, as espécies de abelhas mais abundantes para as redes 1NQ, 2NQ e 3NQ foram *Apis mellifera*, *Paratrigona lineata*, sendo que para as redes 2NQ e 3NQ, a espécie *Bombus pauloensis* também foi muito abundante. Espécies estas que apresentam grandes colônias e são eficientes em obter os recursos oferecidos por diferentes espécies vegetais (Michener, 1974). Quando se compara a abundância dessas espécies em redes de áreas queimadas, nota-se que na rede 1QU as espécies *A. mellifera* e *P. lineata* também foram as mais abundantes para a rede, embora se apresentem em menor número e interajam com menor número de espécies de plantas do que na rede 1NQ, ex: *A. mellifera* interage com seis espécies de plantas na rede 1NQ, enquanto que na rede 1QU ela interage apenas com uma espécie. Para a abundância da rede 2QU, a espécie *A. mellifera* continua também como a mais abundante na rede, mas também interagindo com um número menor de espécies de

plantas, e para a espécie *B. pauloensis* houve somente três indivíduos coletados em duas espécies de plantas. Na rede 3QU houve somente a presença de *A. mellifera* entre as espécies citadas como as mais abundantes para a rede 3NQ e com um número muito reduzido de indivíduos. Esse padrão para redes queimadas encontra-se associado a menor quantidade de recursos florais disponíveis nestas áreas após o fogo.

As características gerais das redes de interação das áreas de canga não queimadas foram muito parecidas com as encontradas, no estudo de Martins *et al.* (2011), que caracterizaram a estrutura de uma rede de interação entre abelhas e flores, também em um ambiente de campo rupestre ferruginoso sobre canga. Características como o número de espécies de abelhas e plantas presentes na rede, os baixos valores de conectância, o aninhamento da rede encontrando-se espécies com poucas interações conectadas a espécies com muitas interações e a presença de *Apis Mellifera*, atuando como a espécie que apresenta maior número de interações e como um dos principais conectores da rede. As características são similares mesmo levando em conta que em seu trabalho as coletas aconteceram por um ano, e neste trabalho foi de apenas seis meses compreendendo os meses de outubro a março, final da estação chuvosa e início da seca.

No presente estudo a espécie *Apis mellifera* esteve presente em todas as redes, tanto de áreas queimadas como em redes de áreas não queimadas, se destacando como a espécie que realizou mais interações. E encontra-se posicionada na parte central de todas as redes de áreas não queimadas e apenas em uma das redes de áreas queimadas (rede 2QU). Santos *et al.* (2012) estudando a influência da espécie *A. mellifera* em redes de interação, encontraram nas redes estudadas, que esta espécie influencia muito uma rede de interação entre abelhas nativas e plantas, encontrando-se localizada numa posição central em cinco das seis redes estudadas, sendo importante por manter a estrutura da rede, por grande parte das interações observadas e por unir módulos diferentes na rede. Os autores ao simular a remoção desta espécie nas redes de interação, encontraram uma diminuição significativa no aninhamento e um grande aumento da modularidade.

De acordo com os autores citados acima, ainda não está totalmente esclarecido que as mudanças geradas no aninhamento e modularidade da rede quando da retirada de abelhas *Apis mellifera*, resultem em consequências positivas ou negativas. Porque esta espécie não atua sempre como um polinizador eficaz, sendo altamente generalista, e a competição entre elas e abelhas nativas são caracterizadas como prejudiciais para os ecossistema, pelo fato desta espécie diminuir a oferta de alimento para os polinizadores locais, interferindo na estabilidade de suas populações (Menezes *et al.*, 2007). Entretanto, poucas pesquisas conseguem

dimensionar essa competição (Minussi & Alves-dos-Santos, 2007; Menezes *et al.*, 2007), ao mesmo tempo que essas abelhas podem atuar como polinizadores efetivos para algumas espécies de planta, que perderam seus polinizadores nativos por degradação e fragmentação de habitats (Santos *et al.*, 2012).

As redes de abelhas e plantas tanto de áreas queimadas como não queimadas estão organizadas em módulos, embora tenham apresentado em média um baixo grau de modularidade. De acordo com Olesen *et al.* (2007) é esperado que a modularidade aumente com a especificidade da ligação entre as espécies ou seja quando existe uma menor conectância na rede, do mesmo modo que com um aumento na conectância, o tamanho do núcleo de ligações entre as espécies generalistas também aumenta, podendo reduzir a modularidade. Embora não houve diferença significativa entre a modularidade das redes de áreas queimadas e não queimadas, observa-se que a rede 3QU teve a maior conectância entre todas as redes e a menor modularidade.

Neste estudo nenhuma das redes de áreas queimadas e não queimadas tiveram acima de 50 espécies de abelhas ou plantas, geralmente redes com espécies abaixo desse número não apresentam modularidade significativa, como foi apresentado em uma meta-análise sobre modularidade em redes de interação plantas-visitantes florais, realizada por Olesen *et al.* (2007) que encontraram redes acima de 50 espécies, aninhadas e algumas modulares, redes acima de 150 espécies, como aninhadas e modulares, já as redes com menos de 50 espécies não foram modulares. Não havendo correlação entre aninhamento e modularidade, porque na matriz aninhada, as espécies são classificadas pelo número de ligações, enquanto na modular, elas estão agrupadas por tipos de interações entre espécies. No entanto, já foram encontradas redes apresentando-se modulares com um número menor de espécies, como em Santos *et al.* (2010) em uma rede de interação abelha-planta, com apenas 12 espécies e em Bezerra *et al.* (2009) numa rede de interação entre abelhas coletoras de óleo e plantas da família Malpighiaceae, com 26 espécies. Pode se dizer então que o padrão de modularidade não é gerado pelo maior ou menor número de espécies presentes em uma rede, mas consiste da existência na rede de subgrupos de espécies que interagem mais entre si, como várias espécies de abelhas visitando uma mesma espécie de planta por exemplo para obter óleo, elas poderão ser agrupadas por afinidade ecológica em módulos.

De acordo com Olesen *et al.* (2007), no estudo sobre modularidade de redes de polinização, as plantas foram os centros dos módulos e os conectores foram principalmente abelhas e besouros, sendo que os polinizadores mais centrais foram *Apis* spp., *Bombus* spp., *Xylocopa* sp. e algumas espécies de Diptera. Também encontramos no presente estudo, as

plantas nos centros dos módulos das redes, rodeadas periféricamente por abelhas, e os módulos conectados por abelhas, que geralmente ocupam uma posição central na rede. Nas três redes de áreas não queimadas se destacam como conectores das redes, numa posição central as espécies *Bombus pauloensis*, *Apis mellifera* e *Paratrigona lineata* e somente na rede 2NQ além das espécies citadas, também ocorreram espécies do gênero *Xylocopa* no centro da rede: *X. truxali*, *X. abbreviata* e *X. nogueirai*. Para as redes de áreas queimadas, na rede 1QU foi *P. lineata*, para a rede 2QU foi *A. mellifera* e *P. lineata* e como a rede 3QU foi muito pequena e separada por três módulos desconectados, não houve essa característica de centralidade. Segundo Olesen *et al.* (2007) é importante que as espécies que atuam como centros e conectores recebam prioridades de conservação, pela responsabilidade de manterem a estabilidade das redes.

A espécie *Stachytarpheta glabra* Cham. da família Verbenaceae que possui flores tubulares azuis e se destaca por produzir grandes quantidades de néctar (Vicent *et al.*, 2002), esteve presente em todas as redes de áreas não queimadas e em apenas uma rede de área queimada, ocupando uma posição central nos módulos das redes 1NQ, 1QU e 2NQ. Com a presença periférica de abelhas como *Apis mellifera*, *Paratrigona lineata*, *Bombus pauloensis*, *Eufriesea nigrohirta*, *Euglossa melanotricha*, *Eulaema nigrita*, *Oxaea flavescens*, espécies do gênero *Xylocopa*, *Ceratina*, *Megachile* e espécies da família Halictidae. Loyola *et al.* (2007) estudando sobre a visitação de abelhas em *Stachytarpheta glabra* no PESRM, constataram que várias espécies de abelhas visitam esta planta para coletar néctar, algumas introduzem a glossa no fundo da corola e outras rasgam a base da flor roubando o néctar; como espécies do gênero *Xylocopa*, *Bombus* sp., *Apis mellifera*, *Paratrigona lineata*, *Euglossa* sp., *Eufriesea nigrohirta*. E em um estudo sobre visitantes florais desta espécie em uma área de campo ferruginoso em Ouro Preto, Antonini *et al.* (2005) encontraram a espécie *Bombus pauloensis*, *O. flavescens* e espécies da família Halictidae, pilhando o néctar através de cortes na base da corola. Pela semelhança das espécies presentes neste estudo, com as espécies presentes nos trabalhos de Loyola *et al.* (2007) e Antonini *et al.* (2005) visitando *Stachytarpheta glabra*, entende-se que as abelhas que estão localizadas periféricamente a esta planta nas redes, possam estar relacionadas ao uso do néctar, formando módulos.

Também foi identificado em duas redes de áreas queimadas (1QU e 2QU) a formação de módulos associados a planta *Peixotoa tomentosa* A.Juss. pertencente a família Malpighiaceae e conhecida por possuir estruturas produtoras de óleo (Vogel, 1990). Nas redes citadas acima, esta planta esteve associada periféricamente por abelhas que possuem estruturas especializadas na coleta de óleo, utilizado no alimento larval e para revestir células

de cria (Machado, 2004). Na rede 1QU as espécies *Centris trigonoidaes* e duas espécies do gênero *Trigonopedia* formam um módulo e na rede 2QU as espécies *Arhysocele dichroopoda*, *Centris varia*, *Centris tarsata*, *Epicharis analis*, *Tetrapedia* sp e *Xanthopedia* sp. também atuam formando um módulo na rede. As abelhas citadas pertencem a tribos como Centridini, Tapinostapidini e Tetrapediini, exclusivas das Américas, e conhecidas por serem especializadas na coleta de óleo (Schlindwein, 2004).

As espécies *Tibouchina heteromalla* (D.Don) Cogn. e *Tibouchina* sp. nv. pertencentes a família Melastomataceae, estiveram presentes nas redes de áreas não queimadas e em uma rede de área queimada (1QU). Espécies dessa família apresentam flores com anteras poricidas que necessitam de polinizadores com movimento vibratório para extrair o pólen (Goldenberg & Varassin, 2001), como espécies de abelhas que usam a musculatura torácica para vibrar a antera, durante a sua coleta (Buchmann & Hurley, 1978). De acordo com Schlindwein (2004) abelhas pertencentes a tribos como Augochlorini, Halictini, Bombini, Centridini e Xylocopini e da subfamília Oxaeinae, são abelhas que realizam vibração. No presente trabalho houve a presença de abelhas dessas tribos visitando as plantas do gênero *Tibouchina*, como na rede 1NQ, das 11 espécies de abelhas conectadas a planta *Tibouchina* sp. nv, oito delas pertencem a espécies que coletam pólen por vibração como *Bombus pauloensis*, espécies do gênero *Augochloropsis*, uma espécie do gênero *Caenohalictus* e espécies do gênero *Centris*, definindo um módulo evidente na rede. Na rede 2NQ a planta *Tibouchina* sp. nv está conectada por 13 espécies de abelhas e 11 dessas espécies coletam pólen por vibração como *Bombus pauloensis* e *B. morio*, *Xylocopa abbreviata*, *X. artifex* e *X. nogueirai*, *Oxaea flavescens*, espécies do gênero *Augochloropsis* e do gênero *Centris*. Nesta rede a espécie *Tibouchina heteromalla* também se encontra conectada a espécies do gênero *Centris*. Na rede 3NQ tanto *Tibouchina heteromalla* e *Tibouchina* sp. nv se encontram conectadas em sua maioria por abelhas que também realizam vibração. Já na única rede de área queimada que essas espécies de planta estiveram presentes, elas se encontram conectadas a poucas espécies de abelhas, havendo espécies que realizam vibração, mas não é visto a formação de módulos separados.

De acordo com Olesen *et al.* (2007) o estudo da modularidade e a identificação do papel de cada espécie que formam os módulos de uma rede, tem importantes implicações conservacionistas para redes de interação em habitats fragmentados ou degradados. A extinção de uma espécie na rede, tem consequências de acordo com a função que esta desempenha na rede em que ela está presente, como por exemplo é possível ocorrer fragmentação do módulo se ocorrer a extinção de uma espécie no seu centro, com menor

impacto em outros módulos que compõem a rede. E se ocorrer o desaparecimento de alguns dos conectores, a rede pode chegar a se fragmentar em módulos isolados, mas causando um impacto menor nos módulos individuais. Assim é necessário o estudo das relações existentes entre as espécies que compõem os módulos de uma rede, para entender qual a importância dessas na manutenção da estrutura das redes de interação.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo revelou que o fogo interfere na estrutura topológica das redes de interação de áreas queimadas. Em termos funcionais, o aninhamento da rede foi a métrica mais afetada pelo fogo. Embora as métricas tamanho da rede e índice de especialização tenham sido estatisticamente diferentes apenas marginalmente entre redes de áreas queimadas e não queimadas, o menor tamanho e os maiores índices de especialização das três redes de áreas queimadas, sugerem que essas características nas redes também podem estar sofrendo algum tipo de alteração causado pelo fogo.

O estudo das redes de interação de áreas queimadas e não queimadas, nos forneceu um contexto teórico capaz de avaliar as consequências de perturbações causadas pelo fogo, nas relações existentes entre comunidades de abelhas e plantas. No entanto, sugere-se que outros trabalhos com a mesma temática sejam realizados, utilizando maior número de áreas para comparação, a fim de se ter resultados de diferenças das métricas entre áreas queimadas e não queimadas com maior poder de confiabilidade.

É considerável salientar que este tipo de estudo é muito importante para entender sobre como os animais e plantas respondem à perturbações e na identificação de características que auxiliará na priorização de esforços para conservação de comunidades, em biomas que estão sofrendo elevadas modificações no seu ambiente. Assim é essencial a realização cada vez mais de estudos que retratem redes de interação entre abelhas e plantas em ambientes do Cerrado, por ser um bioma que sofre cada vez mais com degradações e a ação do fogo.

6. REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA

- Almeida-Neto, M.; Guimarães, P.; Guimarães, P. R.; Loyola, R. D.; Ulrich, W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos* 117: 1227-1239.
- Antonini, Y.; Henrique, G. S.; Jacobi, C.; Mury, F. B. 2005. Diversidade e Comportamento dos Insetos Visitantes Florais de *Stachytarpheta glabra* Cham. (Verbenaceae), em uma Área de Campo Ferruginoso, Ouro Preto, MG. *Neotropical Entomology* 34: 555-564.
- Bascompte, J. 2009. Disentangling the Web of Life. *Science* 325: 416-419.
- Bascompte, J. & Jordano, P. 2007. Plant-animal mutualistic networks: the architecture of biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst* 38: 567-593.
- Bascompte, J., Jordano, P.; Olesen, J. M. 2006. Asymmetric coevolutionary networks facilitate biodiversity maintenance. *Science* 312: 431-433.
- Bascompte, J., Jordano, P., Melián, C. J.; Olesen, J. M. 2003. The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100: 9383-9387.
- Batagelj, V. & Mrvar, A. 1998. Pajek - Program for Large Network Analysis. *Connections* 21: 47-57.
- Bezerra, E. L. S.; Machado, I. C.; Mello, M. A. R. 2009. Pollination networks of oil-flowers: a tiny world within the smallest of all worlds. *Journal of Animal Ecology* 78: 1096-1101.
- Biesmeijer, C.; Slaa, E. J.; Castro, M. S.; Viana, B. F.; Kleinert, A.; Imperatriz-Fonseca, V. L. 2005. Connectance of Brazilian Social bee-food plant networks is influenced by habitat, but not by latitude, altitude or network size. *Biota Neotropica* 5: 1-10.
- Blüthgen, N. 2010. Why network analysis is often disconnected from community ecology: A critique and an ecologist's guide. *Basic and Applied Ecology* 11: 185-195.
- Blüthgen, N.; Fründ, J.; Vázquez, D. P.; Menzel, F. 2008. What do interaction network metrics tell us about specialization and biological traits? *Ecology* 89: 3387-3399.
- Blüthgen, N.; Menzel, N.; Bluthgen, N. 2006. Measuring specialization in species interaction networks. *Bio. Med. Central Ecology* 6:1-12.
- Brandão, M. 1992. Caracterização Geomorfológica, Climática, Florística e Faunística da Serra do Curral em Belo Horizonte, Minas Gerais. *Daphne* 2: 13-38.
- Buchmann, S. L. & Hurley, J. P. 1978. A biophysical model for buzz pollination in angiosperms. *Journal of Theoretical Biology* 72: 639-657.

- Cane, J. H e Neff, J. L. 2011. Predicted fates of ground-nesting bees in soil heated by wildfire: Thermal tolerances of life stages and a survey of nesting depths. *Biological Conservation* 144: 2631-2636.
- Coutinho, L. M. 1990. *Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado*. Fire in the Tropical Biota (ed. J. G. Goldammer) 82-105.
- Cunningham, S. A. 2000. Depressed pollination in habitat fragments causes low fruit set. *Proceedings of the Royal Society of London* 267: 1149-1152.
- Donatti, A. N. 2011. Como estão organizadas as redes de interações de visitação floral em áreas de restauração de Floresta Atlântica?. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná 1-46.
- Frizzo, T. L. M; Bonizário, C; Borges, M. P.; Vasconcelos, H. L. 2011. Revisão dos Efeitos do Fogo Sobre a Fauna de Formações Savânicas do Brasil. *Oecologia Australis* 15: 365-379.
- Fundação Biodiversitas. 2007. Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Rola Moça. Disponível em: <<http://www.biodiversitas.org.br/planosdemanejo/pesrm/regiao>>. Acesso em: 20 janeiro de 2012.
- Guimarães, P. R; Rico-Gray, V; dos Reis, S. F.; Thompson, J. N. 2006. Asymmetries in specialization in ant-plant mutualistic networks. *Proceedings of The Royal Society B* 273: 2041-2047.
- Guimarães, P. R.; Sazima, C.; Reis, S. F.; Sazima, I. 2007. The nested structure of marine cleaning symbiosis: is it like flowers and bees? *Biology Letters* 3: 51-54.
- Guimerà, R. & Amaral, L. 2005 . Functional cartography of complex metabolic networks. *Nature* 433: 895-900.
- Guimarães, P. R & Guimarães, P. 2006. Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. *Environmental Modelling and Software* 21: 1512-1513.
- Guimerà R.; Amaral L. A. N. 2005. Functional cartography of complex metabolic networks. *Nature* 433: 895-900.
- Goldenberg, R. & Varassin, I. G. 2001. Sistemas reprodutivos de espécies de Melastomataceae da Serra do Japi, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 24: 283-288.
- Ihaka, R. & Gentleman. 1996. R: A language for data analysis and graphics. *J. Comp. Graph. Stat* 5: 299-314.
- Jordano, P. 1987. Patterns of mutualistic interactions in pollination and seed dispersal: connectance, dependence asymmetries, and coevolution. *American Naturalist* 129: 657-677.
- Jordano, P.; Bascompte, J.; Olesen, J. M. 2003. Invariant properties in coevolutionary networks of plant-animal interactions. *Ecology Letters* 6: 69-81.

- Lara, D. X.; Fiedler, N.C.; Medeiros, M. B. 2007. Uso do fogo em propriedade rurais do Cerrado em Cavalcante, GO. *Ciencia Florestal* 17: 9-15.
- Lewinsohn, T. W.; Loyola, R. D; Prado, P. I. 2006a. Matrizes, redes e ordenações: a detecção de estrutura em comunidades interativas. *Oecologia Brasiliensis* 10: 90-104.
- Lewinsohn, T. W.; Prado, P. I.; Jordano, P.; Bascompte, J.; Olesen, J. M. 2006b. Structure in plant-animal interaction assemblages. *Oikos* 113: 174-184.
- Loyola, R. D; Antonini, Y; Jacobi, C. M.; Martins, R. P. 2007. Floral resources availability in ironstone outcrops : abundance of species , frequency of visits and behavior of bees. *Bioikos* 21: 41-50.
- Machado, I. C. 2004. *Oil-collecting bees and related plants: a review of the studies in the last twenty years and case histories of plants occur ring in NE Brasil*. In B. M. Freitas, and J. O. P. Pereira (Eds.). Solitary bees: Conservation, rearing and management for pollination. Imprensa Universitária da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Brasil 255-280.
- Marquitti, F. M. D. 2010. Combo NETCARTO.
- Marquitti, F. M. D. 2011. “Redes de interação entre morcegos frugívoros e plantas: variação geográfica e conservação de nicho”. Dissertação apresentada ao Instituto de Biologia (UNICAMP). Campinas, SP 59p.
- Martins, C; Assunção, R; Lamim-Guedes, V.; Antonini, A. 2011. Estrutura de rede de interações entre abelhas e flores em uma ecossistema de campo rupestre ferruginoso, Ouro Preto, MG. X Congresso de Ecologia do Brasil, São Lourenço-MG 2p.
- Mello, M. A. R. 2010. Redes mutualistas: pequenos mundos de interações entre animais e plantas. *Ciência Hoje* 277: 32-37.
- Mello, M. A. R. 2012. Guia para Análise de Redes Ecológicas. Disponível em <<http://marcomello.casadosmorcegos.org>>. Universidade Federal de Minas Gerais ICB – Depto. Biologia Geral. Acesso em: 20 junho 2012.
- Menezes, C.; Silva, C. I.; Singer, R. B.; Kerr, W. E. 2007. Competição entre abelhas durante forrageamento em *Schefflera arboricola* (Hayata) Merr. *Bioscience. Journal* 23: 63-69.
- Michener, C. D. 1974. *The social behavior of the bees*. Harvad University Press, Cambridge, Massachusetts 56p.
- Michener, C.D. 2007. *The bees of the World*. Washington, D.C: John Hopkins 953p.
- Minussi, L. C.; Alves-dos-Santos, I. 2007. Abelhas nativas versus *Apis mellifera* Linnaeus, espécie exótica (Hymenoptera: Apidae). *Bioscience Journal* 23: 58-62.
- Mistry, J. 2000. Savannas. *Progress in Physical Geography* 24: 601–608.
- Mori, S. A.; Silva, L. A. M.; Lisboa, G.; Coradin, L. 1985. Manual de manejo do herbário fanerogâmico. Ilhéus, CEPLAC 97p.

- Newman, M. & Girvan, M. 2004. Finding and evaluating community structure in networks. *Physical review E*. 69: 26-113.
- Newman, M. E. J. 2003. The structure and function of complex networks. *SIAM Review* 45: 167-256.
- Olesen, J. M., Bascompte, J., Dupont, Y. L., Jordano, P. 2007. The modularity of pollination networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 19891-19896.
- Olesen, J. M. & Jordano, P. 2002. Geographic patterns in plant-pollinator mutualistic networks. *Ecology* 83: 2416-2424.
- Pigozzo, C. M & Viana, B. F. 2010. Estrutura da rede de interações entre flores e abelhas em ambiente de caatinga. *Oecologia Australis* 14: 100-114.
- Rizzini, C. T. 1997. *Tratado de fitogeografia do Brasil – Aspectos ecológicos*. São Paulo: Hucitec, Edusp. 2º volume 747p.
- Roubik, D. W. 2000. *Pollination System Stability in Tropical America*. *Conservation Biology* 14: 1235-1236.
- Sakagami, S. F., Laroca, S.; Moure, J. S. 1967. Wild bee biocenotics in São José dos Pinhais (PR), south Brazil preliminary report. *Journal of Faculty Science Hokkaido University* 18: 57-127.
- Santos, G. M. M.; Aguiar, C. M. L.; Genini, J.; Martins, C. F; Zanella, F. C. V.; Mello, M. A. R. 2012. Invasive Africanized honeybees change the structure of native pollination networks in Brazil. *Biol Invasions* 12p.
- Santos, G. M. M; Aguiar, C. M. L.; Mello, M. A. R. 2010. Flower-visiting guild associated with the Caatinga flora: trophic interaction networks formed by social bees and social wasps with plants. *Apidologie* 41: 466-475.
- Semad – IEF / MG. 2007. Plano de manejo do Parque Estadual da Serra do Rola Moça, incluindo a Estação Ecológica de Fechos. Belo Horizonte – Minas Gerais.
- Silva, C. I; Mello, M. A. R.; Oliveira P. E. 2010. A palinologia como uma ferramenta importante nos estudos das interações entre *Xylocopa* spp. e plantas no Cerrado. Anais do IX Encontro sobre Abelhas, Ribeirão Preto - SP, Brasil 293-299.
- Silveira, F. A.; Melo, G. A. R.; Almeida, E. A. B. 2002. *Abelhas Brasileiras Sistemática e Identificação*. Belo Horizonte 253p.
- Schindwein, C. 2004. Abelhas solitárias e flores: especialistas são polinizadores efetivos?. In: Livro de Trabalhos Completos. 55º Congresso Nacional de Botânica, 26º Encontro Regional de Botânicos de MG, BA, ES, Viçosa, MG, 2004, Sociedade Botânica do Brasil 1-8.
- Taki, H. & Kevan, P. G. 2007. Does habitat loss affect the communities of plants and insects equally in plant-pollinator interactions? Preliminary findings. *Biodiversity Conservation* 16: 3147-3161.

- Thompson, J. N. 1997. Conserving interaction biodiversity. In: The ecological basis of conservation: heterogeneity, ecosystems, and biodiversity. Eds S. T. A. Pickett, R. S. Ostfeld, M. Shachak & G. E. Likens. Chapman & Hall, New York 285-293.
- Vázquez, D. P.; Blüthgen, N.; Cagnolo, L.; Chacoff, N. P. 2009. Uniting pattern and process in plant-animal mutualistic networks: a review. *Ann. Bot.* 103: 1445-1457.
- Vicent, C. R.; Jacobi, C. M.; Antonini, Y. 2002. Diversidade na adversidade: a vida nos campos ferruginosos do Quadrilátero Ferrífero. *Ciência Hoje* 31: 64-73.
- Villa-Galaviz, E.; Boege, K.; Del-Val E. 2012. Resilience in Plant-Herbivore Networks during Secondary Succession. *PLOS ONE National Institute of Water & Atmospheric Research* 7: 1-6.
- Vogel, S. 1990. History of the Malpighiaceae in the light of the pollination ecology. *Mem. N. Y. Bot. Gard.* 55: 130-142.
- Waser, N. M. e Ollerton, J. 2006. Plant-pollinator interactions: from specialization to generalization. University of Chicago Press, Chicago. Disponível em: <<http://books.google.com.br/books?pollinator+interactions:+From+specialization+to+generalization>>. Acesso em 25/01/2013.

ANEXOS

Tabela 4. Famílias, subfamílias, tribos e espécies de abelhas e sua proporção coletadas através das metodologias utilizadas: Coleta ativa por rede entomológica e pratos armadilha. *Refere-se as espécies e espécimes que foram exclusivos de áreas queimadas e não queimadas, quando os dois métodos de coleta foram somados. (ver Tabela 5 e 6).

Família	Subfamília	Tribo	Espécie	Coleta Ativa	Pratos Armadilha	Total
Andrenidae	Oxaeinae		<i>Oxaea flavescens</i> Klug, 1807	3		3
	Panurginae	Protandrenini	<i>Psaenythia</i> sp.01		1	1
Apidae	Apinae	Apini	<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758	841	94	935
			<i>Bombus (Thoracobombus) morio</i> (Swederus, 1787)	7		7
			<i>Bombus (Thoracobombus) pauloensis</i> Friese, 1913	297	17	314
			<i>Eufriesea auriceps</i> (Friese, 1899)	1		1
			<i>Eufriesea nigrohirta</i> (Friese, 1899)	4		4
			<i>Euglossa (Euglossa) melanotricha</i> Moure, 1967	13		13
			<i>Euglossa (Euglossa) securigera</i> Dressler, 1982		1	1
			<i>Eulaema (Apeulaema) nigrita</i> Lepeletier, 1841	10		10
			<i>Frieseomelitta varia</i> (Lepeletier, 1836)	1		1
			<i>Geotrigona mombuca</i> (Smith, 1863)	2		2
			<i>Geotrigona subterranea</i> (Friese, 1901)	25	3	28
			<i>Melipona (Melikerria) quinquefasciata</i> Lepeletier, 1836		1	1
			<i>Paratrigona lineata</i> (Lepeletier, 1836)	242	65	307
			<i>Scaptotrigona bipunctata</i> (Lepeletier, 1836)	12		12
			<i>Tetragonisca angustula</i> (Latreille, 1811)	2		2
			<i>Trigona hyalinata</i> (Lepeletier, 1836)		1	1
			<i>Trigona spinipes</i> (Fabricius, 1793)	40	15	55

Família	Subfamília	Tribo	Espécie	Coleta Ativa	Pratos Armadilha	Total
		Centridini	<i>Centris (Centris) aenea</i> Lepeletier, 1841	43		43
			<i>Centris (Centris) varia</i> (Erichson, 1848)	2		2
			<i>Centris (Hemisiella) tarsata</i> Smith, 1874	10	1	11
			<i>Centris (Hemisiella) trigonoidaes</i> Lepeletier, 1841	11	1	12
			<i>Centris (Ptilotopus) scopipes</i> Friese, 1899	7		7
			<i>Centris (Trachina) fuscata</i> Lepeletier, 1841	1		1
			<i>Centris (Xanthemisia) sp. nov.</i>	20		20
			<i>Epicharis (Anepicharis) dejeanii</i> Lepeletier, 1841	35		35
			<i>Epicharis (Epicharis) bicolor</i> Smith, 1854	1		1
			<i>Epicharis (Triepicharis) analis</i> Lepeletier, 1841	3		3
		Emphorini	<i>Ancyloscelis sp.01</i>		1	1
			<i>Melitoma segmentaria</i> (Fabricius, 1804)	1	2	3
			<i>Melitoma torquata</i> Roig-Alsina, 2009	1	2	3
		Ericrocidini	<i>Mesocheira bicolor</i> (Fabricius, 1804)	1		1
		Eucerini	<i>Gaesischia (Gaesischia) nigra</i> Moure, 1968	9		9
		Exomalopsini	<i>Exomalopsis (Exomalopsis) analis</i> Spinola, 1853	1	6	7
			<i>Exomalopsis (Exomalopsis) auropilosa</i> Spinola, 1853	5	7	12
			<i>Exomalopsis (Exomalopsis) sp.</i> Friese, 1899		1	1
		Isepeolini	<i>Isepeolus viperinus</i> (Holmberg, 1886)		1	1
		Osirini	<i>Osirinus sp. nov.</i>		1	1
		Tapinotaspidini	<i>Arhysoceble dichroopoda</i> Moure, 1948	4	5	9
			<i>Arhysoceble sp.</i>		1	1
			<i>Lophopedia minor</i> Aguiar, 2009	2		2
			<i>Trigonopedia sp.01</i>	160	11	171
			<i>Trigonopedia sp.02</i>	20		20
			<i>Xanthopedia sp.01</i>	8	1	9
		Tetrapediini	<i>Tetrapedia sp.01</i>	10		10
	Xylocopinae	Ceratinini	<i>Ceratina (Ceratinula) sp.01</i>	2		2

Família	Subfamília	Tribo	Espécie	Coleta Ativa	Pratos Armadilha	Total
			<i>Ceratina (Ceratinula) sp.02</i>	5	2	7
			<i>Ceratina (Ceratinula) sp.03</i>	2		2
			<i>Ceratina (Ceratinula) sp.04</i>	2		2
			<i>Ceratina (Ceratinula) sp.05</i>	8		8
			<i>Ceratina (Ceratinula) sp.06</i>	1		1
			<i>Ceratina (Ceratinula) sp.07</i>	1		1
			<i>Ceratina (Ceratinula) sp.08</i>	5		5
			<i>Ceratina (Ceratinula) sp.09</i>	1	3	4
			<i>Ceratina (Crewella) sp.02</i>	1		1
			<i>Ceratina (Crewella) sp.04</i>	2		2
			<i>Ceratina (Crewella) sp.05</i>		2	2
			<i>Ceratina (Crewella) sp.08</i>	4	8	12
			<i>Ceratina (Crewella) sp.09</i>	14	13	27
			<i>Ceratina (Crewella) sp.11</i>	3		3
			<i>Ceratina (Crewella) sp.13</i>	1		1
			<i>Ceratina (Crewella) sp.14</i>		1	1
			<i>Ceratina (Crewella) sp.20</i>	1		1
			<i>Ceratina (Crewella) sp.21</i>	2	4	6
			<i>Ceratina (Crewella) sp.22</i>	12	4	16
			<i>Ceratina (Crewella) sp.23</i>	1	2	3
			<i>Ceratina (Crewella) sp.24</i>	1		1
			<i>Ceratina (Crewella) sp.25</i>	1		1
		Xylocopini	<i>Xylocopa (Diaxylocopa) truxali</i> Hurd & Moure, 1963	6	1	7
			<i>Xylocopa (Monoxylocopa) abbreviata</i> Hurd & Moure, 1963	23		23
			<i>Xylocopa (Neoxylocopa) brasilianorum</i> (Linnaeus, 1767)	1		1
			<i>Xylocopa (Neoxylocopa) hirsutissima</i> Maidl, 1912	5		5
			<i>Xylocopa (Schonnherria) macrops</i> Lepeletier, 1841	6	1	7
			<i>Xylocopa (Schonnherria) subcyanea</i> Pérez, 1901	5		5

Família	Subfamília	Tribo	Espécie	Coleta Ativa	Pratos Armadilha	Total
			<i>Xylocopa (Stenoxylocopa) artifex</i> Smith, 1874	18		18
			<i>Xylocopa (Stenoxylocopa) nogueirai</i> Hurd & Moure, 1960	54	1	55
			<i>Xylocopa (Xylocopoda) elegans</i> Hurd & Moure, 1963	18		18
Colletidae	Colletinae	Colletini	<i>Colletes furfuraceus</i> Holmberg, 1886	1		1
			<i>Colletes</i> sp. nov.	1		1
			<i>Hylaeus (Cephylaeus)</i> sp.01	1		1
		Hylaeini	<i>Hylaeus (Hylaena)</i> sp.01	2		2
			<i>Hylaeus (Hylaeopsis)</i> sp.01	10		10
			<i>Chilicola (Oediscelis)</i> sp.01	1	1	2
Halictidae	Xeromelissinae Halictinae	Augochlorini	<i>Augochlora (Augochlora) amphitrite</i> (Schrottky, 1909)	2		2
			<i>Augochlora (Augochlora) esox</i> (Vachal, 1911)	1		1
			<i>Augochlora (Augochlora)</i> sp.01	1	1	2
			<i>Augochlora (Oxystoglossella)</i> sp.01		2	2
			<i>Augochlora (Oxystoglossella)</i> sp.02		1	1
			<i>Augochlorella</i> sp.01	1		1
			<i>Augochlorella</i> sp.02		1	1
			<i>Augochloropsis cleopatra</i> (Schrottky, 1902)	14	16	30
			<i>Augochloropsis electra</i> (Smith, 1853)	1		1
			<i>Augochloropsis iris</i> (Schrottky, 1902)	1		1
			<i>Augochloropsis multiplex</i> (Vachal, 1903)	41	98	139
			<i>Augochloropsis</i> sp.		21	21
			<i>Augochloropsis</i> sp.01	1		1
			<i>Augochloropsis</i> sp.02	1		1
			<i>Augochloropsis</i> sp.03		1	1
			<i>Ceratalictus</i> sp.01		2	2
			<i>Ceratalictus</i> sp.02	1		1
			<i>Ceratalictus</i> sp.03		1	1
			<i>Ceratalictus</i> sp.04		7	7

Família	Subfamília	Tribo	Espécie	Coleta Ativa	Pratos Armadilha	Total
			<i>Neocorynura (Neocorynura) sp.</i>	11	3	14
			<i>Paroxystoglossa jocasta</i> (Schrottky, 1910)	9		9
			<i>Pseudaugochlora graminea</i> (Fabricius, 1804)	5		5
			<i>Pseudaugochlora indistincta</i> Almeida, 2008	1		1
			<i>Rhectomia liebherri</i> Engel, 1996	1		1
		Halictini	<i>Agapostemon (Notagapostemon) chapadensis</i> Cockerell, 1900	3	1	4
			<i>Caenohalictus sp.01</i>	24	13	37
			<i>Caenohalictus sp.02</i>		1	1
			<i>Dialictus sp. 01</i>		14	14
			<i>Dialictus sp. 02</i>	8	24	32
			<i>Dialictus sp. 03</i>	6	71	77
			<i>Dialictus sp. 04</i>	1	9	10
			<i>Dialictus sp. 05</i>		1	1
			<i>Dialictus sp. 06</i>		1	1
			<i>Dialictus sp. 07</i>	1	3	4
			<i>Dialictus sp. 08</i>		2	2
			<i>Dialictus sp. 09</i>		3	3
			<i>Dialictus sp. 10</i>		6	6
			<i>Dialictus sp. 11</i>	1	2	3
			<i>Dialictus sp. 12</i>		1	1
			<i>Dialictus sp. 13</i>		1	1
			<i>Dialictus sp. 14</i>		1	1
			<i>Dialictus sp. 15</i>	2	2	4
			<i>Dialictus sp. 16</i>	2	2	4
			<i>Dialictus sp. 17</i>		5	5
			<i>Dialictus sp. 18</i>		2	2
			<i>Dialictus sp. 19</i>		4	4
			<i>Dialictus sp. 20</i>		2	2

Família	Subfamília	Tribo	Espécie	Coleta Ativa	Pratos Armadilha	Total
			<i>Dialictus</i> sp. 21	3	3	6
			<i>Dialictus</i> sp. 22	1	15	16
			<i>Dialictus</i> sp. 23		1	1
			<i>Dialictus</i> sp. 24		2	2
			<i>Dialictus</i> sp. 25		1	1
			<i>Dialictus</i> sp. 26	1		1
			<i>Pseudagapostemon</i> (<i>Pseudagapostemon</i>) sp.01		1	1
Megachilidae	Megachilinae	Anthidiini	<i>Dicranthidium</i> sp.01	1		1
			<i>Epanthidium tigrinum</i> (Schrottky, 1905)	1		1
		Megachilini	<i>Coelioxys</i> (<i>Acrocoelioxys</i>) sp.01	1		1
			<i>Coelioxys</i> (<i>Neocoelioxys</i>) <i>simillima</i> Smith, 1854	2		2
			<i>Megachile</i> (<i>Chrysosarus</i>) sp.01	8		8
			<i>Megachile</i> (<i>Cressoniella</i>) <i>rava</i> Vachal, 1909	1	2	3
			<i>Megachile</i> (<i>Dactylomegachile</i>) sp.01		1	1
			<i>Megachile</i> (<i>Leptorachina</i>) <i>laeta</i> Smith, 1853	1		1
			<i>Megachile</i> (<i>Leptorachis</i>) <i>aureiventris</i> Schrottky, 1902	1	1	2
			<i>Megachile</i> (<i>Pseudocentron</i>) <i>botucatuna</i> Schrottky, 1913	3	2	5
			<i>Megachile</i> (<i>Pseudocentron</i>) <i>curvipes</i> Smith, 1853	5		5
			<i>Megachile</i> (<i>Pseudocentron</i>) <i>terrestres</i> Schrottky, 1902	6		6
Total				2252	636	2888
Família				5	5	5
Subfamília				7	6	8
Tribo				15	13	19
Espécie				112	81	150
Espécies Comuns entre ambos os métodos						43
Espécies Exclusivas de cada método				69	38	
Espécies Exclusivas das áreas queimadas (Espécimes) para ambos os métodos *						21 (34)
Espécies Exclusivas das áreas não queimadas(Espécimes) para ambos os métodos *						67 (200)

Tabela 5. Espécies coletadas pelo método pratos armadilha para cada área, (1NQ) área não queimada um; (1QU) área queimada um; (2NQ) área não queimada dois; (2QU) área queimada dois; (3NQ) área não queimada três e (3QU) área queimada três. Com as respectivas cores dos pratos: (Am) amarelo, (Az) azul e (Br) branco. No final da tabela é apresentado: total de espécies por cor do prato, total por área, espécies exclusivas de áreas queimadas, espécies exclusivas de áreas não queimadas, espécies comuns entre ambas as áreas e total geral.

Espécie	1NQ			1QU			2NQ			2QU			3NQ			3QU		
	Am	Az	Br															
<i>Psaenythia</i> sp.01			1															
<i>Apis mellifera</i>	6	4	9	16	6	18	1			3	0	8	7	1	0	8	4	3
<i>Bombus pauloensis</i>	1	4		1		1				1		1		3	2	2	1	
<i>Euglossa securigera</i>			1															
<i>Geotrigona subterranea</i>						1	1										1	
<i>Melipona quinquefasciata</i>	1																	
<i>Paratrigona lineata</i>	6	3	9	5	2	4	4		1	14		3	1	2	1	6		4
<i>Trigona hyalinata</i>					1													
<i>Trigona spinipes</i>		2	1	3		2		3		1	2			1				
<i>Centris tarsata</i>		1																
<i>Centris trigonoidaes</i>							1											
<i>Ancyloscelis</i> sp.01			1															
<i>Melitoma segmentaria</i>										1			1					
<i>Melitoma torquata</i>																		2
<i>Exomalopsis analis</i>							2	1		1					1	1		
<i>Exomalopsis auropilosa</i>	1	2	3			1												
<i>Exomalopsis</i> sp.	1																	
<i>Isepeolus viperinus</i>															1			
<i>Osirinus</i> sp. nov.			1															
<i>Arhysoceble dichroopoda</i>	1	1		1						1						1		
<i>Arhysoceble</i> sp.					1													
<i>Trigonopedia</i> sp.01	1			1			1									8		

Espécie	1NQ			1QU			2NQ			2QU			3NQ			3QU		
	Am	Az	Br															
<i>Xanthopedia</i> sp.01										1								
<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp.02	1				1													
<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp.09		1	1															1
<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.05						1							1					
<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.08	1	1	2	1	1		1	1										
<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.09	6	2	5															
<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.14	1																	
<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.21	2		2															
<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.22		1		1	1						1							
<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.23			2															
<i>Xylocopa truxali</i>											1							
<i>Xylocopa macrops</i>																		1
<i>Xylocopa nogueirai</i>													1					
<i>Chilicola (Oediscelis)</i> sp.01		1																
<i>Augochlora (Augochlora)</i> sp.01						1												
<i>Augochlora (Oxystoglossella)</i> sp.01		1	1															
<i>Augochlora (Oxystoglossella)</i> sp.02			1															
<i>Augochlorella</i> sp.02						1												
<i>Augochloropsis cleopatra</i>	2	1	1	3		2	1			1	1	1				2	1	
<i>Augochloropsis multiplex</i>	16	1	8	28	4	9	1			7		1	6			16		1
<i>Augochloropsis</i> sp.	2			3			2			11	1					2		
<i>Augochloropsis</i> sp.03																1		
<i>Ceratalictus</i> sp.01	1											1						
<i>Ceratalictus</i> sp.03																		1
<i>Ceratalictus</i> sp.04			1														3	3
<i>Neocorynura (Neocorynura)</i> sp.	1												1			1		
<i>Agapostemon chapadensis</i>									1									
<i>Caenohalictus</i> sp.01			1	2									1			4	4	1

Espécie	1NQ			1QU			2NQ			2QU			3NQ			3QU		
	Am	Az	Br															
<i>Caenohalictus</i> sp.02													1					
<i>Dialictus</i> sp. 01	1	1			1				1	2	3	1	1		1	1	1	
<i>Dialictus</i> sp. 02		3	2		2						2		3	4	1	4	3	
<i>Dialictus</i> sp. 03	7	7	3	3	3	4	2	6	2	10	5	7	3	3		3	3	
<i>Dialictus</i> sp. 04													2	2	2	1		2
<i>Dialictus</i> sp. 05																		1
<i>Dialictus</i> sp. 06								1										
<i>Dialictus</i> sp. 07													1	1		1		
<i>Dialictus</i> sp. 08			1										1					
<i>Dialictus</i> sp. 09												1				2		
<i>Dialictus</i> sp. 10	2		1	2	1													
<i>Dialictus</i> sp. 11														1				1
<i>Dialictus</i> sp. 12					1													
<i>Dialictus</i> sp. 13			1															
<i>Dialictus</i> sp. 14			1															
<i>Dialictus</i> sp. 15						1			1									
<i>Dialictus</i> sp. 16																1		1
<i>Dialictus</i> sp. 17						1						4						
<i>Dialictus</i> sp. 18																2		
<i>Dialictus</i> sp. 19															1	2	1	
<i>Dialictus</i> sp. 20													1	1				
<i>Dialictus</i> sp. 21			1										1					1
<i>Dialictus</i> sp. 22		1	1			1			1	1	10							
<i>Dialictus</i> sp. 23																		1
<i>Dialictus</i> sp. 24									1							1		
<i>Dialictus</i> sp. 25					1													
<i>Pseudagapostemon</i> sp.01										1								
<i>Megachile rava</i>					1				1									

Espécie	1NQ			1QU			2NQ			2QU			3NQ			3QU			
	Am	Az	Br	Am	Az	Br	Am	Az	Br	Am	Az	Br	Am	Az	Br	Am	Az	Br	
<i>Megachile (Dactylomegachile) sp.01</i>																			1
<i>Megachile aureiventris</i>						1													
<i>Megachile botucatuna</i>			1			1													
Total por cor do prato	61	39	62	72	27	48	17	12	6	57	18	38	28	23	11	71	27	19	
Total por área	162			147			35			113			62			117			
Espécies de pratos armadilha exclusivas de áreas queimadas (Espécimes)																23 (34)			
Espécies de pratos armadilha exclusivas de áreas não queimadas (Espécimes)																24 (43)			
Espécies de pratos armadilha comuns entre ambas as áreas (Espécimes)																34 (559)			
Total Geral																636 espécimes			

Tabela 6. Espécies coletadas pelo método coleta ativa, espécies de plantas visitadas pelas respectivas espécies de abelhas e para cada área a situação em que foi coletada: (Fl) em flor, (Su) em suor e (Vo) em voo. Também é apresentado no final da tabela: total por situação, total por área, espécies exclusivas de áreas queimadas, espécies exclusivas de áreas não queimadas e espécies comuns entre ambas as áreas e total geral.

Espécie de abelhas	Espécies de plantas visitadas	1NQ				1QU		2NQ		2QU			3NQ			3QU		
		Fl	Su	Vo	Po	Fl	Vo	Fl	Vo	Fl	Vo	Po	Fl	Vo	Ni	Fl	Vo	
<i>Oxaea flavescens</i>	<i>Stachytarpheta glabra</i>					2												
	<i>Tibouchina sp. nov.</i>							1										
<i>Apis mellifera</i>	Arbusto queimado		1	6			4		1		2			1				2
	<i>Lychnophora pinaster</i>		1							13								76
	<i>Lantana sp.</i>																	4
	<i>Stachytarpheta glabra</i>		79				128		11									
	<i>Evolvulus linarioides</i>																	1
	<i>Vellozia albiflora</i>		5						45									9
	<i>Mimosa calodendron</i>		69						32									67

Espécie de abelhas	Espécies de plantas visitadas	1NQ		1QU		2NQ		2QU			3NQ			3QU	
		Fl	Su	Vo	Po	Fl	Vo	Fl	Vo	Po	Fl	Vo	Ni	Fl	Vo
	<i>Eriope macrostachya</i>						5						29		
	<i>Cleome</i> sp.												9		
	<i>Kielmeyera coriacea</i>								1						
	<i>Galianthe centranthoides</i>								1						
	<i>Vellozia graminea</i>												3		6
	<i>Symphopappus brasiliensis</i>									1			112		
	<i>Microtea paniculata</i>												1		7
	<i>Galianthe peruviana</i>						4								
	<i>Tibouchina heteromalla</i>												7		
	<i>Tibouchina</i> sp. nov.	3													
	<i>Chromolaena multiflosculosa</i>	3				8			81				3		
<i>Bombus morio</i>	<i>Tibouchina</i> sp. nov.							4					2		
	<i>Chromolaena multiflosculosa</i>								1						
<i>Bombus pauloensis</i>				1					1		4			4	1
	<i>Lychnophora pinaster</i>							71					132		
	<i>Lantana</i> sp.												44		
	<i>Stachytarpheta glabra</i>	12				2									
	<i>Byrsonima variabilis</i>									1					
	<i>Mimosa calodendron</i>	3						7					3		
	<i>Tibouchina</i> sp. nov.	2						4					2		
	<i>Chromolaena multiflosculosa</i>									2					
	<i>Periandra mediterranea</i>												1		
<i>Eufriesea auriceps</i>	<i>Tibouchina</i> sp. nov.												1		
<i>Eufriesea nigrohirta</i>	<i>Stachytarpheta glabra</i>					3		1							

Espécie de abelhas	Espécies de plantas visitadas	1NQ				1QU		2NQ		2QU			3NQ			3QU	
		Fl	Su	Vo	Po	Fl	Vo	Fl	Vo	Fl	Vo	Po	Fl	Vo	Ni	Fl	Vo
<i>Euglossa melanotricha</i>	<i>Stachytarpheta glabra</i>	10				3											
<i>Eulaema nigrita</i>				1			1										
	<i>Stachytarpheta glabra</i>	2				6											
<i>Frieseomelitta varia</i>	<i>Mimosa calodendron</i>	1															
<i>Geotrigona mombuca</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>							2									
<i>Geotrigona subterranea</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>							11					2				
	<i>Mimosa calodendron</i>	2						4									
	<i>Eriope macrostachya</i>							1					2				
	<i>Galianthe centranthoides</i>									2							
	<i>Galianthe peruviana</i>														1		
<i>Paratrigona lineata</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>							16							5		
	<i>Lantana sp.</i>														1		
	<i>Croton serratoideus</i>														1		
	<i>Stachytarpheta glabra</i>	9				15											
	<i>Evolvulus linarioides</i>														4		
	<i>Byrsonima variabilis</i>									4							
	<i>Peixotoa tomentosa</i>	7								5							
	<i>Leandra sp.</i>	1															
	<i>Vellozia albiflora</i>														1		
	<i>Mimosa calodendron</i>	14						5							17		
	<i>Eriope macrostachya</i>														18		
	<i>Cleome sp.</i>														1		
	<i>Pfaffia sp.</i>									1							
	<i>Banisteriopsis campestres</i>									4							
	<i>Galianthe centranthoides</i>									1							
	<i>Symphyopappus brasiliensis</i>														6		

Espécie de abelhas	Espécies de plantas visitadas	1NQ				1QU		2NQ		2QU			3NQ			3QU	
		Fl	Su	Vo	Po	Fl	Vo	Fl	Vo	Fl	Vo	Po	Fl	Vo	Ni	Fl	Vo
	<i>Tibouchina heteromalla</i>	1												3			
	<i>Tibouchina</i> sp. nov.	53				16		22						9			
	<i>Mitracarpus hirtus</i>	1															
	<i>Chromolaena multiflosculosa</i>									1							
<i>Scaptotrigona bipunctata</i>	<i>Mimosa calodendron</i>	12															
<i>Tetragonisca angustula</i>	<i>Mimosa calodendron</i>	2															
<i>Trigona spinipes</i>	Arbusto queimado			2					1		6			2			
	<i>Lychnophora pinaster</i>							6						4			
	<i>Hippeastrum morelianum</i>	1															
	<i>Mimosa calodendron</i>	2						2									
	<i>Kielmeyera coriacea</i>									5							
	<i>Banisteriopsis campestris</i>									4							
	<i>Tibouchina</i> sp. nov.													1			
	<i>Chromolaena multiflosculosa</i>									1							
<i>Centris aenea</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>																1
	<i>Tibouchina heteromalla</i>							16									7
	<i>Tibouchina</i> sp. nov.	1						16									2
<i>Centris varia</i>	<i>Peixotoa tomentosa</i>										1						
	<i>Tibouchina heteromalla</i>							1									
<i>Centris tarsata</i>									1								
	<i>Lychnophora pinaster</i>																1
	<i>Lantana</i> sp.																5
	<i>Stachytarpheta glabra</i>							1									
	<i>Peixotoa tomentosa</i>										1						

Espécie de abelhas	Espécies de plantas visitadas	1NQ				1QU		2NQ		2QU			3NQ			3QU	
		Fl	Su	Vo	Po	Fl	Vo	Fl	Vo	Fl	Vo	Po	Fl	Vo	Ni	Fl	Vo
Centris trigonoidaes	<i>Eriope macrostachya</i>																1
	<i>Peixotoa tomentosa</i>					1											
	<i>Eriope macrostachya</i>																1
	<i>Tibouchina heteromalla</i>	3				2		4									
<i>Centris scopipes</i>			3						3								1
<i>Centris fuscata</i>	<i>Tibouchina</i> sp. nov.	1															
<i>Centris (Xanthemisia)</i> sp. nov.							4		4		2					2	
	Em folha				1							3					
	<i>Tibouchina heteromalla</i>							2					1				
<i>Epicharis dejeanii</i>				8			18		6								3
<i>Epicharis bicolor</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>							1									
<i>Epicharis analis</i>							1		1								
	<i>Peixotoa tomentosa</i>										1						
<i>Melitoma segmentaria</i>	<i>Stachytarpheta glabra</i>	1															
<i>Melitoma torquata</i>	<i>Ipomoea rupestris</i>																1
<i>Mesocheira bicolor</i>	<i>Lantana</i> sp.																1
<i>Gaesischia nigra</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>							8									1
<i>Exomalopsis analis</i>	<i>Stachytarpheta glabra</i>					1											
<i>Exomalopsis auropilosa</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>							3									2
<i>Arhysoceble dichroopoda</i>	<i>Stachytarpheta glabra</i>					1											
	<i>Byrsonima variabilis</i>										1						
	<i>Peixotoa tomentosa</i>										1						1
<i>Lophopedia minor</i>	<i>Peixotoa tomentosa</i>	2															
<i>Trigonopedia</i> sp.01	<i>Lychnophora pinaster</i>							21									25
	<i>Peixotoa tomentosa</i>					1											2
	<i>Mimosa calodendron</i>	3						6									1

Espécie de abelhas	Espécies de plantas visitadas	1NQ		1QU		2NQ		2QU			3NQ			3QU	
		Fl	Su	Vo	Po	Fl	Vo	Fl	Vo	Po	Fl	Vo	Ni	Fl	Vo
	<i>Eriope macrostachya</i>							2					3		
	<i>Tibouchina heteromalla</i>	38				22		8					12		
	<i>Tibouchina</i> sp. nov.	11				2		3							
<i>Trigonopedia</i> sp.02	<i>Lychnophora pinaster</i>							2					8		
	<i>Stachytarpheta glabra</i>	2													
	<i>Peixotoa tomentosa</i>	4				4									
<i>Xanthopedia</i> sp.01	<i>Lychnophora pinaster</i>							3					1		1
	<i>Stachytarpheta glabra</i>	1													
	<i>Byrsonima variabilis</i>									1					
	<i>Peixotoa tomentosa</i>									1					
<i>Tetrapedia</i> sp.01	<i>Lychnophora pinaster</i>							6					2		
	<i>Peixotoa tomentosa</i>									1					
	<i>Galianthe centranthoides</i>									1					
<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp.01	<i>Lychnophora pinaster</i>												1		
	<i>Evolvulus linarioides</i>												1		
<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp.02	<i>Stachytarpheta glabra</i>	3													
	<i>Evolvulus linarioides</i>												1		
	<i>Galianthe centranthoides</i>									1					
<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp.03	<i>Mimosa calodendron</i>												1		
	<i>Symphyopappus brasiliensis</i>												1		
<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp.04	<i>Eriope macrostachya</i>												2		
<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp.05	<i>Lychnophora pinaster</i>												2		
	<i>Evolvulus linarioides</i>												1		
	<i>Mimosa calodendron</i>												2		
	<i>Eriope macrostachya</i>												2		
	<i>Vellozia graminea</i>												1		

Espécie de abelhas	Espécies de plantas visitadas	1NQ				1QU		2NQ		2QU			3NQ			3QU	
		Fl	Su	Vo	Po	Fl	Vo	Fl	Vo	Fl	Vo	Po	Fl	Vo	Ni	Fl	Vo
<i>Ceratina (Ceratinula) sp.06</i>	<i>Stachytarpheta glabra</i>	1															
<i>Ceratina (Ceratinula) sp.07</i>	<i>Mimosa calodendron</i>													1			
<i>Ceratina (Ceratinula) sp.08</i>	<i>Stachytarpheta glabra</i>	3															
	<i>Evolvulus linarioides</i>													2			
<i>Ceratina (Ceratinula) sp.09</i>	<i>Stachytarpheta glabra</i>	1															
<i>Ceratina (Crewella) sp.02</i>	Arbusto Seco															1	
<i>Ceratina (Crewella) sp.04</i>	<i>Stachytarpheta glabra</i>	1															
	<i>Galianthe centranthoides</i>									1							
<i>Ceratina (Crewella) sp.08</i>								1									
	<i>Lychnophora pinaster</i>							1									
	<i>Stachytarpheta glabra</i>	2															
<i>Ceratina (Crewella) sp.09</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>							1									
	<i>Stachytarpheta glabra</i>	12															
	<i>Galianthe centranthoides</i>									1							
<i>Ceratina (Crewella) sp.11</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>							3									
<i>Ceratina (Crewella) sp.13</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>													1			
<i>Ceratina (Crewella) sp.20</i>	<i>Stachytarpheta glabra</i>	1															
<i>Ceratina (Crewella) sp.21</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>							2									
<i>Ceratina (Crewella) sp.22</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>							2									
	<i>Stachytarpheta glabra</i>	7						1									
	<i>Galianthe centranthoides</i>									2							
<i>Ceratina (Crewella) sp.23</i>	<i>Stachytarpheta glabra</i>	1															
<i>Ceratina (Crewella) sp.24</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>							1									
<i>Ceratina (Crewella) sp.25</i>	<i>Stachytarpheta glabra</i>	1															
<i>Xylocopa truxali</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>							3						1			
	<i>Eriope macrostachya</i>													1			

Espécie de abelhas	Espécies de plantas visitadas	1NQ				1QU		2NQ		2QU			3NQ			3QU	
		Fl	Su	Vo	Po	Fl	Vo	Fl	Vo	Fl	Vo	Po	Fl	Vo	Ni	Fl	Vo
	<i>Galianthe centranthoides</i>											1					
<i>Xylocopa abbreviata</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>							2									
	<i>Stachytarpheta glabra</i>	14				5											
	<i>Vellozia albiflora</i>							1									
	<i>Tibouchina</i> sp. nov.							1									
<i>Xylocopa brasilianorum</i>	<i>Dichorisandra</i> sp.													1			
<i>Xylocopa hirsutissima</i>	<i>Stachytarpheta glabra</i>	2				2		1									
<i>Xylocopa macrops</i>				1				1							1		
	<i>Stachytarpheta glabra</i>	2				1											
<i>Xylocopa subcyanea</i>	<i>Stachytarpheta glabra</i>	1				4											
<i>Xylocopa artifex</i>								1							1		
	<i>Stachytarpheta glabra</i>	6				6		1									
	<i>Tibouchina</i> sp. nov.							1						1			
	Velloziaceae queimada													1			
<i>Xylocopa nogueirai</i>				2													
	<i>Lychnophora pinaster</i>							3							4		
	<i>Stachytarpheta glabra</i>	16				10		7							8		
	<i>Tibouchina</i> sp. nov.							3							1		
<i>Xylocopa elegans</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>	1													1		
	<i>Stachytarpheta glabra</i>	5				7		1									
	<i>Pfaffia</i> sp.											1					
	<i>Myrcia montana</i>	1															
	<i>Chromolaena multiflosculosa</i>							1									
<i>Collete furfuraceus</i>	<i>Mimosa calodendron</i>	1															
<i>Collete</i> sp. nov.	<i>Mimosa calodendron</i>							1									

Espécie de abelhas	Espécies de plantas visitadas	1NQ		1QU		2NQ		2QU			3NQ			3QU	
		Fl	Su	Vo	Po	Fl	Vo	Fl	Vo	Po	Fl	Vo	Ni	Fl	Vo
<i>Hylaeus (Cephylaeus) sp.01</i>	<i>Mimosa calodendron</i>														1
<i>Hylaeus (Hylaena) sp.01</i>	<i>Mimosa calodendron</i>	1													1
<i>Hylaeus (Hylaeopsis) sp.01</i>	<i>Mimosa calodendron</i>	2					1								6
	<i>Eriope macrostachya</i>														1
<i>Chilicola sp.01</i>	<i>Mimosa calodendron</i>						1								
<i>Augochlora amphitrite</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>														2
<i>Augochlora esox</i>	<i>Evolvulus linarioides</i>														1
<i>Augochlora (Augochlora) sp.01</i>	<i>Stachytarpheta glabra</i>	1													
<i>Augochlorella sp.01</i>	<i>Galianthe centranthoides</i>									1					
<i>Augochloropsis cleopatra</i>				1							1				1
	<i>Stachytarpheta glabra</i>	1					1								
	<i>Mimosa calodendron</i>	1													
	<i>Galianthe centranthoides</i>									1					
	<i>Tibouchina sp. nov.</i>	3					3								
<i>Myrcia montana</i>	1														
<i>Augochloropsis electra</i>	<i>Tibouchina sp. nov.</i>						1								
<i>Augochloropsis iris</i>	<i>Mimosa calodendron</i>														1
<i>Augochloropsis multiplex</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>														1
	<i>Stachytarpheta glabra</i>	1													
	<i>Mimosa calodendron</i>	2					4								
	<i>Eriope macrostachya</i>														1
	<i>Pfaffia sp.</i>					5				5					
	<i>Tibouchina sp. nov.</i>	10				6	4								1
	<i>Mitracarpus hirtus</i>	1													
<i>Augochloropsis sp.01</i>	<i>Tibouchina sp. nov.</i>	1													

Espécie de abelhas	Espécies de plantas visitadas	1NQ				1QU		2NQ		2QU			3NQ			3QU	
		Fl	Su	Vo	Po	Fl	Vo	Fl	Vo	Fl	Vo	Po	Fl	Vo	Ni	Fl	Vo
<i>Augochloropsis</i> sp.02	<i>Tibouchina</i> sp. nov.	1															
<i>Ceratalictus</i> sp.02	<i>Sida</i> sp.									1							
<i>Neocorynura</i> (<i>Neocorynura</i>) sp.	<i>Evolvulus linarioides</i>													1			
	<i>Mimosa calodendron</i>	1						1						1			
	<i>Eriope macrostachya</i>													1			
	<i>Pfaffia</i> sp.									2							
	<i>Symphyopappus brasiliensis</i>													2			
	<i>Tibouchina</i> sp. nov.							1									
	<i>Microlicia martiana</i>													1			
<i>Paroxystoglossa jocasta</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>													1			
	<i>Mimosa calodendron</i>													1			
	<i>Vellozia graminea</i>													1			
	<i>Symphyopappus brasiliensis</i>													5			
	<i>Tibouchina heteromalla</i>													1			
<i>Pseudaugochlora graminea</i>	<i>Stachytarpheta glabra</i>	5															
<i>Pseudaugochlora indistincta</i>	<i>Stachytarpheta glabra</i>						1										
<i>Rhectomia liebherri</i>											1						
<i>Agapostemon chapadensis</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>													3			
<i>Caenohalictus</i> sp.01	<i>Lychnophora pinaster</i>								1								
	<i>Stachytarpheta glabra</i>	1					3										
	<i>Mimosa calodendron</i>	1							3								
	<i>Tibouchina</i> sp. nov.	6												1			
	<i>Microlicia martiana</i>													8			
<i>Dialictus</i> sp. 02	<i>Stachytarpheta glabra</i>	1					2										
	<i>Evolvulus linarioides</i>													4			

Espécie de abelhas	Espécies de plantas visitadas	1NQ				1QU		2NQ		2QU			3NQ			3QU	
		Fl	Su	Vo	Po	Fl	Vo	Fl	Vo	Fl	Vo	Po	Fl	Vo	Ni	Fl	Vo
	<i>Tibouchina heteromalla</i>							1									
<i>Dialictus</i> sp. 03	<i>Stachytarpheta glabra</i>	3				1											
	<i>Evolvulus linarioides</i>												1				
	<i>Microtea paniculata</i>															1	
<i>Dialictus</i> sp. 04	<i>Evolvulus linarioides</i>												1				
<i>Dialictus</i> sp. 07	<i>Evolvulus linarioides</i>												1				
<i>Dialictus</i> sp. 11	<i>Galianthe centranthoides</i>									1							
<i>Dialictus</i> sp. 15	<i>Microtea paniculata</i>					1											
	<i>Chromolaena multiflosculosa</i>									1							
<i>Dialictus</i> sp. 16	<i>Lychnophora pinaster</i>													1			
	<i>Evolvulus linarioides</i>													1			
<i>Dialictus</i> sp. 21	<i>Lychnophora pinaster</i>							2									
	<i>Chromolaena multiflosculosa</i>									1							
<i>Dialictus</i> sp. 22	<i>Stachytarpheta glabra</i>					1											
<i>Dialictus</i> sp. 26	<i>Stachytarpheta glabra</i>	1															
<i>Dicranthidium</i> sp.01	<i>Lychnophora pinaster</i>							1									
<i>Epanthidium tigrinum</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>							1									
<i>Coelioxys</i> (Acrocoelioxys) sp.01	<i>Lychnophora pinaster</i>							1									
<i>Coelioxys simillima</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>							2									
<i>Megachile</i> (Chrysosarus) sp.01											1						
	<i>Lychnophora pinaster</i>							2					2				
	<i>Stachytarpheta glabra</i>					1											
	<i>Mimosa calodendron</i>												1				

Espécie de abelhas	Espécies de plantas visitadas	1NQ		1QU		2NQ		2QU			3NQ			3QU			
		Fl	Su	Vo	Po	Fl	Vo	Fl	Vo	Po	Fl	Vo	Ni	Fl	Vo		
	<i>Chamaecrista</i> sp.										1						
<i>Megachile rava</i>	<i>Stachytarpheta glabra</i>				1												
<i>Megachile laeta</i>	<i>Eriope macrostachya</i>											1					
<i>Megachile aureiventris</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>							1									
<i>Megachile botucatuna</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>							3									
<i>Megachile curvipes</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>							5									
<i>Megachile terrestris</i>	<i>Lychnophora pinaster</i>							6									
Total por situação		489	1	25	1	274	30	453	19	146	17	9	752	15	2	16	3
Total por área		516		304		472		172			769			19			
Espécies exclusivas de áreas queimadas (Espécimes)																10 (11)	
Espécies exclusivas de áreas não queimadas (Espécimes)																61 (193)	
Espécies comuns entre ambas as áreas (Espécimes)																41 (2048)	
Total Geral																2252 espécimes	

Tabela 7. Plantas visitadas por abelhas em cada área queimada e não queimada. N: código da planta, as abreviaturas referem-se as espécies de plantas utilizadas nos desenhos dos grafos de rede de interação; Nv: número de visitas; (1NQ): área não queimada um; (1QU) área queimada um; (2NQ) área não queimada dois; (2QU) área queimada dois; (3NQ) área não queimada três e (3QU) área queimada três. Os códigos das espécies de abelhas estão de acordo com a tabela 8.

N	Espécie	Abreviatura	1NQ	1QU	2NQ	2QU	3NQ	3QU	Código da espécie de abelha visitante	Nv
Amaranthaceae										
1	<i>Pfaffia</i> sp.	Pfafsp		5		9			12, 64, 78 e 82	14
Amaryllidaceae										
2	<i>Hippeastrum morelianum</i> Lem.	Hipmor	1						15	1

N	Espécie	Abreviatuara	1NQ	1QU	2NQ	2QU	3NQ	3QU	Código da espécie de abelha visitante	Nv
Asteraceae										
3	<i>Chromolaena multiflosculosa</i> King & Rob.	Chrmul	3	8	1	88	3		2, 3, 4, 12, 15, 64, 93, e 95	103
4	<i>Lychnophora pinaster</i> Mart.	Lycpin	2		206		277	1	2, 4, 10, 11, 12, 15, 16, 18, 22, 27, 29, 32, 33, 34, 35, 36, 40, 46, 47, 48, 49, 51, 52, 54, 56, 57, 63, 64, 71, 78, 83, 86, 87, 94, 95, 98, 99, 100, 101, 102, 105, 106, 107 e 108	486
5	<i>Symphyopappus brasiliensis</i> (Gardner) R.M.King & H.Rob.	Symbra					1	126	2, 12, 38, 82 e 83	127
Brassicaceae										
6	<i>Cleome</i> sp.	Clesp						10	2 e 12	10
Clusiaceae										
7	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Kiecor					6		2 e 15	6
Commelinaceae										
8	<i>Dichorisandra</i> sp. J.C. Mikan.	Dicsp						1	58	1
Convolvulaceae										
9	<i>Evolvulus linarioides</i> Meisn.	Evolin						20	2, 12, 36, 37, 40, 43, 72, 82, 88, 89, 90, 91 e 94	20
10	<i>Ipomoea rupestris</i> Sim.-Bianch. & Pirani	Iposp							25	1
Euphorbiaceae										
11	<i>Croton serratoideus</i> Radcl.-Sm. & Govaerts.	Croser						1	12	1
Fabaceae										
12	<i>Chamaecrista</i> sp. Moench.	Chamsp						1	102	1
13	<i>Mimosa calodendron</i> Mart. ex Benth.	Mimcal	117		67	0	106		2, 4, 9, 11, 12, 13, 14, 15, 32, 38, 40, 42, 65, 66, 67, 68, 69, 70, 75, 77, 78, 82, 83, 87 e 102	290

N	Espécie	Abreviatuara	1NQ	1QU	2NQ	2QU	3NQ	3QU	Código da espécie de abelha visitante	Nv
14	<i>Periandra mediterranea</i> (Vell.) Taub. Lamiaceae	Permed					1		4	1
15	<i>Eriope macrostachya</i> Mart. ex Benth. Malpighiaceae	Erimac			8		63		2, 11, 12, 18, 19, 32, 39, 40, 56, 69, 78, 82 e 104	71
16	<i>Banisteriopsis campestris</i> (A.Juss.) Little.	Bancam				8			12 e 15	8
17	<i>Byrsonima variabilis</i> A.Juss.	Byrvar				7			4, 12, 30 e 34	7
18	<i>Peixotoa tomentosa</i> A.Juss. Malvaceae	Peitom	13	6		11	3		12, 17, 18, 19, 23, 30, 31, 32, 33, 34 e 35	33
19	<i>Sida</i> sp. Melastomataceae	Sidsp					1		81	1
20	<i>Leandra</i> sp.	Leasp	1						12	1
21	<i>Microlicia martiana</i> O. Berg ex Triana.	Micmar					9		82 e 87	9
22	<i>Tibouchina heteromalla</i> (D.Don) Cogn.	Tibhet	42	24	32		31		2, 12, 16, 17, 19, 21, 32, 83 e 88	129
23	<i>Tibouchina</i> sp. nov. Myrtaceae	Tibspnv	92	24	64		21		1, 2, 3, 4, 5, 12, 15, 16, 20, 32, 57, 62, 63, 75, 76, 78, 79, 80, 82 e 87	201
24	<i>Myrcia montana</i> Cambess. Phytolaccaceae	Mymon	2						64 e 75	2
25	<i>Microtea paniculata</i> Moq. Rubiaceae	Micpan		1			1	8	2, 89 e 93	10
26	<i>Galianthe centranthoides</i> (Cham. & Schltdl.) E.L.Cabral.	Galcen				14			2, 11, 12, 35, 37, 45, 47, 52, 56, 74, 75 e 92	14
27	<i>Galianthe peruviana</i> (Pers.) E.L.Cabral.	Galper			4		1		2 e 11	5

N	Espécie	Abreviatuara	1NQ	1QU	2NQ	2QU	3NQ	3QU	Código da espécie de abelha visitante	Nv
28	<i>Mitracarpus hirtus</i> (L.) DC. Velloziaceae	Mithir	2						12 e 78	2
29	<i>Vellozia albiflora</i> Pohl.	Velalb	5		46		10		2, 12 e 57	61
30	<i>Vellozia graminea</i> Pohl. Verbenaceae	Velgra					5	6	2, 40 e 83	11
31	<i>Lantana</i> sp.	Lansp					55		2, 4, 12, 18 e 26	55
32	<i>Stachytarpheta glabra</i> Cham.	Stagla	209	206	25		8		1, 2, 4, 6, 7, 8, 12, 18, 24, 28, 30, 33, 34, 37, 41, 43, 44, 45, 46, 47, 50, 52, 53, 55, 57, 59, 60, 61, 62, 63, 64, 73, 75, 78, 84, 85, 87, 88, 89, 96, 97, 102 e 103	448

Tabela 8. Família e espécie de abelhas coletadas em áreas queimadas e não queimadas. (1NQ): área não queimada um; (1QU) área queimada um; (2NQ) área não queimada dois; (2QU) área queimada dois; (3NQ) área não queimada três e (3QU) área queimada três. N: código das espécies e abreviatura de cada espécie de abelha utilizada nos desenhos dos grafos de rede de interação.

N	Família	Espécie	Abreviatura	1NQ	1QU	2NQ	2QU	3NQ	3QU	Plantas visitadas
1	Andrenidae	<i>Oxaea flavescens</i> Klug, 1807	Oxafla		2	1				23 e 32
2	Apidae	<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758	Apimel	160	136	110	84	321	13	3, 4, 5, 6, 7, 9, 13, 15, 22, 23, 25, 26, 27, 29, 30, 31 e 32
3		<i>Bombus morio</i> (Swederus, 1787)	Bommo			4	1	2		3 e 23
4		<i>Bombus pauloensis</i> Friese, 1913	Bompa	17	2	82	3	182		3, 4, 13, 14, 17, 23, 31 e 32
5		<i>Eufriesea auriceps</i> (Friese, 1899)	Eufaur					1		23
6		<i>Eufriesea nigrohirta</i> (Friese, 1899)	Eufnig		3	1				32

N	Família	Espécie	Abreviatura	1NQ	1QU	2NQ	2QU	3NQ	3QU	Plantas visitadas
7		<i>Euglossa melanotricha</i> Moure, 1967	Eugmel	10	3					32
8		<i>Eulaema nigrita</i> Lepeletier, 1841	Eulnig	2	6					32
9		<i>Frieseomelitta varia</i> (Lepeletier, 1836)	Frivar	1						13
10		<i>Geotrigona mombuca</i> (Smith, 1863)	Geomo			2				4
11		<i>Geotrigona subterranea</i> (Friese, 1901)	Geosu	2		16	2	5		4, 13, 15, 26 e 27
12		<i>Paratrigona lineata</i> (Lepeletier, 1836)	Parlin	86	31	43	16	66		1, 3, 4, 5, 6, 9, 11, 13, 15, 16, 17, 18, 20, 22, 23, 26, 28, 29, 31 e 32
13		<i>Scaptotrigona bipunctata</i> (Lepeletier, 1836)	Scabip	12						13
14		<i>Tetragonisca angustula</i> (Latreille, 1811)	Tetang	2						13
15		<i>Trigona spinipes</i> (Fabricius, 1793)	Trispi	3		8	10	4		2, 3, 4, 7, 13, 16 e 23
16		<i>Centris aenea</i> Lepeletier, 1841	Cenaen	1		32		10		4, 22 e 23
17		<i>Centris varia</i> (Erichson, 1848)	Cenvar			1	1			18 e 22
18		<i>Centris tarsata</i> Smith, 1874	Centar			1	1	7		4, 15, 18, 31 e 32
19		<i>Centris trigonoidaes</i> Lepeletier, 1841	Centri	3	3	4		1		15, 18 e 22
20		<i>Centris fuscata</i> Lepeletier, 1841	Cenfus	1						23
21		<i>Centris (Xanthemisia)</i> sp. nov.	CenXsp			2		1		22
22		<i>Epicharis bicolor</i> Smith, 1854	Epibic			1				4
23		<i>Epicharis analis</i> Lepeletier, 1841	Epiana				1			18
24		<i>Melitoma segmentaria</i> (Fabricius, 1804)	Melseg	1						32
25		<i>Melitoma torquata</i> Roig-Alsina, 2009	Meltor						1	10
26		<i>Mesocheira bicolor</i> (Fabricius, 1804)	Mesbic					1		31
27		<i>Gaesischia nigra</i> Moure, 1968	Gaenig			8		1		4
28		<i>Exomalopsis analis</i> Spinola, 1853	Exoana		1					32
29		<i>Exomalopsis auropilosa</i> Spinola, 1853	Exoaur			3		2		4
30		<i>Arhysoceble dichroopoda</i> Moure, 1948	Arhdic		1		2	1		17, 18 e 32
31		<i>Lophopedia minor</i> Aguiar, 2009	Lopmin	2						18

N	Família	Espécie	Abreviatura	1NQ	1QU	2NQ	2QU	3NQ	3QU	Plantas visitadas
32		<i>Trigonopedia</i> sp.01	Trisp1	52	25	40		43		4, 13, 15, 18, 22 e 23
33		<i>Trigonopedia</i> sp.02	Trisp2	6	4	2		8		4, 18 e 32
34		<i>Xanthopedia</i> sp.01	Xansp1	1		3	2	1	1	4, 17, 18 e 32
35		<i>Tetrapedia</i> sp.01	Tetsp1			6	2	2		4, 18 e 26
36		<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp.01	CerCe1					2		4 e 9
37		<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp.02	CerCe2	3			1	1		9, 26 e 32
38		<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp.03	CerCe3					2		5 e 13
39		<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp.04	CerCe4					2		15
40		<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp.05	CerCe5					8		4, 9, 13, 15 e 30
41		<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp.06	CerCe6	1						32
42		<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp.07	CerCe7					1		13
43		<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp.08	CerCe8	3				2		9 e 32
44		<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp.09	CerCe9	1						32
45		<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.04	CeCr4	1			1			26 e 32
46		<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.08	CeCr8	2		1				4 e 32
47		<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.09	CeCr9	12		1	1			4, 26 e 32
48		<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.11	CeCr11			3				4
49		<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.13	CeCr13					1		4
50		<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.20	CeCr20	1						32
51		<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.21	CeCr21			2				4
52		<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.22	CeCr22	7		3	2			4, 26 e 32
53		<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.23	CeCr23	1						32
54		<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.24	CeCr24			1				4
55		<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.25	CeCr25	1						32
56		<i>Xylocopa truxali</i> Hurd & Moure, 1963	Xyltru			3	1	2		4, 15 e 26
57		<i>Xylocopa abbreviata</i> Hurd & Moure, 1963	Xylabb	14	5	4				4, 23, 29 e 32
58		<i>Xylocopa brasiliatorum</i> (Linnaeus, 1767)	Xylbra					1		8

N	Família	Espécie	Abreviatura	1NQ	1QU	2NQ	2QU	3NQ	3QU	Plantas visitadas
59		<i>Xylocopa hirsutissima</i> Maidl, 1912	Xylhir	2	2	1				32
60		<i>Xylocopa macrops</i> Lepeletier, 1841	Xylmac	2	1					32
61		<i>Xylocopa subcyanea</i> Pérez, 1901	Xylsub	1	4					32
62		<i>Xylocopa artifex</i> Smith, 1874	Xylart	6	6	2		1		23 e 32
63		<i>Xylocopa nogueirai</i> Hurd & Moure, 1960	Xylnog	16	10	13		13		4, 23 e 32
64		<i>Xylocopa elegans</i> Hurd & Moure, 1963	Xylele	7	7	2	1	1		1, 3, 4, 24 e 32
65	Colletidae	<i>Colletes furfuraceus</i> Holmberg, 1886	Colfu	1						13
66		<i>Collete</i> sp. nov.	Colspn			1				13
67		<i>Hylaeus (Cephylaeus)</i> sp.01	HylCe1					1		13
68		<i>Hylaeus (Hylaena)</i> sp.01	HylHn1	1				1		13
69		<i>Hylaeus (Hylaeopsis)</i> sp.01	HylHp1	2		1		7		13 e 15
70		<i>Chilicola</i> sp.01	Chisp1				1			13
71	Halictidae	<i>Augochlora amphitrite</i> (Schrottky, 1909)	Auamp					2		4
72		<i>Augochlora esox</i> (Vachal, 1911)	Aueso					1		9
73		<i>Augochlora (Augochlora)</i> sp.01	AuAu1	1						32
74		<i>Augochlorella</i> sp.01	Augsp1				1			26
75		<i>Augochloropsis cleopatra</i> (Schrottky, 1902)	Augcle	6		4	1			13, 23, 24, 26 e 32
76		<i>Augochloropsis electra</i> (Smith, 1853)	Augele			1				23
77		<i>Augochloropsis iris</i> (Schrottky, 1902)	Augiri					1		13
78		<i>Augochloropsis multiplex</i> (Vachal, 1903)	Augmul	14	11	8	5	3		1, 4, 13, 15, 23, 28 e 32
79		<i>Augochloropsis</i> sp.01	Augsp1	1						23
80		<i>Augochloropsis</i> sp.02	Augsp2	1						23
81		<i>Ceratalictus</i> sp.02	Cerat2				1			19
82		<i>Neocorynura (Neocorynura)</i> sp.	Neosp	1		2	2	6		1, 5, 9, 13, 15, 21 e 23
83		<i>Paroxystoglossa jocasta</i> (Schrottky, 1910)	Parjoc					9		4, 5, 13, 22 e 30
84		<i>Pseudaugochlora graminea</i> (Fabricius, 1804)	Psegra	5						32

N	Família	Espécie	Abreviatura	1NQ	1QU	2NQ	2QU	3NQ	3QU	Plantas visitadas
85		<i>Pseudaugochlora indistincta</i> Almeida, 2008	Pseind		1					32
86		<i>Agapostemon chapadensis</i> Cockerell, 1900	Agacha					3		4
87		<i>Caenohalictus</i> sp.01	Caesp1	8	3	4		9		4, 13, 21, 23 e 32
88		<i>Dialictus</i> sp. 02	Diasp2	1	2	1		4		9, 22 e 32
89		<i>Dialictus</i> sp. 03	Diasp3	3	1			1	1	9, 25 e 32
90		<i>Dialictus</i> sp. 04	Diasp4					1		9
91		<i>Dialictus</i> sp. 07	Diasp7					1		9
92		<i>Dialictus</i> sp. 11	Diasp11				1			26
93		<i>Dialictus</i> sp. 15	Diasp15		1		1			3 e 25
94		<i>Dialictus</i> sp. 16	Diasp16					2		4 e 9
95		<i>Dialictus</i> sp. 21	Diasp21			2	1			3 e 4
96		<i>Dialictus</i> sp. 22	Diasp22		1					32
97		<i>Dialictus</i> sp. 26	Diasp26	1						32
98	Megachilidae	<i>Dicranthidium</i> sp.01	Dicsp1			1				4
99		<i>Epanthidium tigrinum</i> (Schrottky, 1905)	Epatig			1				4
100		<i>Coelioxys (Acrocoelioxys)</i> sp.01	CoeAc1			1				4
101		<i>Coelioxys simillima</i> Smith, 1854	Coesim			2				4
102		<i>Megachile (Chrysosarus)</i> sp.01	MegCh1		1	2	1	3		4, 12, 13 e 32
103		<i>Megachile rava</i> Vachal, 1909	Megrav		1					32
104		<i>Megachile laeta</i> Smith, 1853	Meglae					1		15
105		<i>Megachile aureiventris</i> Schrottky, 1902	Megaur			1				4
106		<i>Megachile botucatuna</i> Schrottky, 1913	Megbot			3				4
107		<i>Megachile curvipes</i> Smith, 1853	Megcur			5				4
108		<i>Megachile terrestris</i> Schrottky, 1902	Megter			6				4