



**PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**

O EFEITO DA URBANIZAÇÃO E DO FOGO SOBRE COMUNIDADES DE ABELHAS EM ÁREAS DE CERRADO DO DF

Priscilla de Almeida Gomes

2022



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA

O EFEITO DA URBANIZAÇÃO E DO FOGO SOBRE COMUNIDADES DE ABELHAS EM ÁREAS DE CERRADO DO DF

PRISCILLA DE ALMEIDA GOMES

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Zoologia.

Orientador: Antonio José Camillo de Aguiar

De acordo em 18 de julho de 2022

Brasília, DF
Julho de 2022

O EFEITO DA URBANIZAÇÃO E DO FOGO SOBRE COMUNIDADES DE ABELHAS EM ÁREAS DE CERRADO DO DF

Priscilla de Almeida Gomes

Orientador Antonio José Camillo de Aguiar

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade de Brasília, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Zoologia.

Antonio José Camillo de Aguiar
Presidente – UnB

Marina Regina Frizzas
Membro da banca – UnB

Geraldo de Brito Freire Junior
Membro externo – University of Nevada, Reno (UNR)

Pedro Henrique Brum Togni
Suplente – UnB

Brasília
Julho/2022

dG633e de Almeida Gomes, Priscilla
O EFEITO DA URBANIZAÇÃO E DO FOGO SOBRE COMUNIDADES DE
ABELHAS EM ÁREAS DE CERRADO DO DF / Priscilla de Almeida
Gomes; orientador Antonio José Camillo de Aguiar. --
Brasília, 2022.
76 p.

Dissertação (Mestrado em Zoologia) -- Universidade de
Brasília, 2022.

1. Diversidade de abelhas. 2. Pan trap como forma de
coleta. 3. Efeito do fogo sobre a diversidade de abelhas.
4. Efeito da urbanização sobre a diversidade de abelhas. I.
José Camillo de Aguiar, Antonio, orient. II. Título.

AGRADECIMENTOS

Meu carinho e gratidão àqueles que me ensinaram muito mais que teorias, meus queridos professores.

Ao meu orientador, professor Antonio José Aguiar, pela paciência e ajuda em todas as etapas deste trabalho. Nenhum aprendizado aconteceria sem a dedicação do meu prezado tutor. Todas as críticas foram de suma importância para eu aprender.

Às preciosas estudantes de Biologia e colegas, Stella e Daphine, pelas horas de trabalho, coleta e muita conversa fiada que possibilitaram o desenvolvimento do projeto. Foram muitas horas de dedicação que jamais serão esquecidas.

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa de estudos (edital DPG/DPO 001/2021). Ao auxílio financeiro PROAP/CAPES dado através do edital 01/2021, primeira e segunda parcelas.

Ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia, especialmente à professora Angele pela ajuda com as burocracias que fazem parte do processo e pela simpatia em todas as circunstâncias possíveis.

Agradeço, também, pela possibilidade de prorrogação do prazo de entrega da dissertação. Foram anos difíceis, marcados por muitas perdas e condições de saúde e mentais me afastaram dos meus objetivos. Então, só tenho a agradecer: viva o SUS, viva a vacina e viva a Ciência!

Ao professor da UNILA, Luis Roberto Faria Junior pela ajuda com as análises de similaridade entre as áreas.

Agradeço o apoio do professor Carlos Henke no estudo das áreas da Marinha.

Ao pessoal da secretaria, Aislan, Luciana e Cássia, que ajudaram em várias demandas que surgiram no decorrer do curso.

Aos meus amados pais, por acreditarem na minha capacidade e me incentivarem a sempre evoluir pessoal e profissionalmente. Por toda a ajuda, amor e marmitas.

À Laurinha e ao Lucas, queridos, por terem sido meus colegas de curso e de desespero.

À professora Marina por ter me ensinado muito sobre insetos e ter me aceitado em estágio, mesmo em condições adversas.

Ao Carlos Alberto, por ser meu apoio, ajuda e paz.

Ao Cleiton, Felipe, Matheus e demais colegas de laboratório, em especial ao Bruno Gonçalves e Stella, que me ajudaram na coleta de dados das áreas urbanas da UnB.

Ao Jack, por ser o meu melhor amigo de quatro patas e sempre encher o meu coração de alegria.

Aos meus amigos e colegas que, de alguma forma, se mostraram pacientes e parceiros em diferentes etapas do projeto.

Agradeço demais pela presença e todas as críticas e contribuições oferecidas pelos professores que compõem a minha banca examinadora: Marina Frizzas, Geraldo Júnior e Pedro Togni.

E por fim, mas não menos importante, aos que criticaram, desmotivaram e dificultaram essa missão. As adversidades me tornaram mais forte.

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, com todo o meu coração.

ΕΠΙΓΡΑΦΕ



SUMÁRIO

ÍNDICE DE TABELAS.....	x
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xi
RESUMO.....	xiii
ABSTRACT.....	xv
INTRODUÇÃO.....	17
OBJETIVOS.....	22
<i>Objetivos gerais</i>	22
<i>Coleta específicos</i>	22
MATERIAL E MÉTODOS.....	23
<i>Área de estudo</i>	23
<i>Coleta de dados em campo</i>	25
<i>Coleta de abelhas</i>	25
<i>Display floral</i>	28
<i>Análise dos dados</i>	30
RESULTADOS.....	33
<i>Perfil geral da amostragem</i>	33
<i>Eficiência do método dos copos coloridos</i>	40
<i>Diversidade: áreas fogo x áreas controle</i>	41
<i>Diversidade: áreas naturais x áreas urbanas</i>	43
<i>Diversidade: NC, NF, UC e UF</i>	44
<i>Display floral</i>	46
DISCUSSÃO.....	54
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	64
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	66

ÍNDICE DE TABELAS

- Tabela 1.** Datas em que foram realizadas as coletas de abelhas e a contagem de unidades florais nas nove áreas de estudo (Marinha Controle: MC; Marinha Fogo, MF; Alfa Controle Cerrado, AC; Alfa Fogo, AF; Cespe Controle, CC; Cespe Fogo, CF; Centro Olímpico, CO; Veterinária Controle, VC; Veterinária Fogo, VF)..... 24
- Tabela 2.** Lista das espécies de abelhas por cada uma das nove áreas amostradas (Marinha Fogo-MF, Marinha Controle-MC, Alfa Fogo-AF, Alfa Cerrado-AC, Cespe Controle-CC, Cespe Fogo-CF, Veterinária Fogo- VF, Veterinária Controle-VC e Centro Olímpico-CO)..... 33
- Tabela 3.** Valores de riqueza estimada e índices para a espécies de abelhas dentre as nove áreas comparadas ((Marinha Fogo-MF, Marinha Controle-MC, Alfa Fogo-AF, Alfa Cerrado-AC, Cespe Controle-CC, Cespe Fogo-CF, Veterinária Fogo- VF, Veterinária Controle-VC e Centro Olímpico-CO)..... 37
- Tabela 4.** Eficiência na coleta de abelhas usando as diferentes cores de armadilhas de copos (azul, amarelo e branco). Todas as áreas de coletas foram consideradas conjuntamente, totalizando uma abundância de 982 abelhas.....40
- Tabela 5.** Valores de riqueza estimada e índices para a espécies de abelhas dentre as áreas analisadas afetadas pelo fogo e controle..... 42
- Tabela 6.** Valores de riqueza estimada e índices para as espécies de abelhas dentre as áreas analisadas na matriz urbana e matriz natural.....44
- Tabela 7.** Valores de riqueza estimada e índices para a espécies de abelhas dentre as áreas analisadas na matriz Fogo (natural x urbana) e Controle (natural x urbana)..... 46
- Tabela 8.** Lista das famílias de plantas por cada uma das nove áreas amostradas (MF: Marinha Fogo; MC: Marinha Controle; AF: Alfa Fogo; AC: Alfa Cerrado; CF: Cespe Fogo; CC: Cespe Controle; VF: Veterinária Fogo; VC: Veterinária Controle; CO: Centro Olímpico).....47
- Tabela 9.** Métricas de composição (taxa S e indivíduos), índices de diversidade (Shannon-H', Simpson 1-D, dominância, equitabilidade_J) e riqueza estimada (chao-1). das nove áreas amostradas (MF: Marinha Fogo; MC: Marinha Controle; AF: Alfa Fogo; AC: Alfa Cerrado; CF: Cespe Fogo; CC: Cespe Controle; VF: Veterinária Fogo; VC: Veterinária Controle; CO: Centro Olímpico).....48
- Tabela 10.** Valores de riqueza estimada e índices para as famílias de plantas dentre as áreas analisadas que funcionaram como controle e afetadas pelo fogo..... 49
- Tabela 11.** Valores de riqueza estimada e índices para as famílias de plantas dentre as áreas analisadas naturais e urbanas..... 50
- Tabela 12.** Valores de riqueza estimada e índices para as famílias de plantas dentre as quatro áreas analisadas: natural fogo-NF; natural controle-NC, urbana fogo-UF e urbana natural-UN.....50
- Tabela 13.** Valores brutos de abundância de abelhas e plantas em cada área amostrada estimada e índices para as cores das plantas coletadas em todas as áreas amostradas..... 51
- Tabela 14.** Lista de espécies de abelhas coletoras de óleo amostradas em cada área de estudo (Marinha Fogo-MF; Marinha Controle-MC; Alfa Fogo-AF; Alfa Cerrado-AC; Cespe

Fogo-CF; Cespe Controle-CC; Veterinária Fogo-VF; Veterinária Controle-VC; Centro Olímpico-CO).....	53
--	----

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. No mapa do Distrito Federal estão representados, em vermelho, os pontos com as cinco principais regiões de amostragem (Marinha, Alfa, Cespe, Veterinária e Centro Olímpico).....	24
Figura 2. Áreas de amostragem. Esquerda: parcela Alfa Fogo da Estação Rádio da Marinha duas semanas após a queimada (04 de outubro de 2020); direita: parcela Marinha Controle da Estação Rádio da Marinha.....	24
Figura 3. Imagens aéreas obtidas por satélite (Google Earth). Os polígonos em cor laranjada representam as áreas afetadas pelo fogo e contíguas às áreas de amostragem naturais.....	25
Figura 4. Imagens aéreas obtidas por satélite (Google Earth). Os polígonos em cor laranjada representam as áreas afetadas pelo fogo e que são contíguas às áreas controle na matriz urbana.....	25
Figura 5. Esquema ilustrativo da distribuição do segmento da linha das armadilhas de copos coloridos dentro de cada área de estudo. Cada conjunto é formado por um copo azul, um copo amarelo e um copo branco, totalizando 27 copos.....	26
Figura 6. Fotografia de um conjunto de copos instalado dentro da área Alfa para compor um dos pontos de coleta (amarelo, branco e azul). O meio líquido era composto de propilenoglicol, água, detergente e sal.....	27
Figura 7. Amostra proveniente da área alfa armazenada em saco ziplock contendo etiqueta de identificação da amostra em seu interior.....	28
Figura 8. Fotografia de uma de planta coletada dentro da parcela para identificação a posteriori.....	29
Figura 9. Desenho esquemático de unidades florais seguindo padrão de 1 cm quadrado ou mais para contabilização (extraído de Carvalho et al. 2014).....	29
Figura 10. Box-plot comparando a riqueza de espécies de abelhas obtida e riqueza estimada, através do estimador Chao-1, considerando todos os valores conjuntamente.....	37
Figura 11 (a-d) Na parte superior (da esquerda para a direita): curvas de rarefação considerando coletivamente os dados de todas as áreas amostradas para abundância e diversidade de abelhas. Na parte inferior (da esquerda para a direita): curvas de rarefação das áreas separadamente (Marinha Fogo- MF, Marinha Controle- MC, Alfa Fogo- AF, Alfa Cerrado- AC, Cespe Controle- CC, Cespe Fogo- CF, Veterinária Fogo- VF, Veterinária Controle- VC e Centro Olímpico- CO).....	38
Figura 12. Dendrograma de similaridade da apifauna das nove áreas amostradas (MF: Marinha Fogo; MC: Marinha Controle; AF: Alfa Fogo; AC: Alfa Cerrado; CF: Cespe Fogo; CC: Cespe Controle; VF: Veterinária Fogo; VC: Veterinária Controle; CO: Centro Olímpico) baseada no índice Bray-Curtis.....	39

Figura 13. Abundância de abelhas coletadas com o uso de armadilhas de copos coloridos. As coletas referem-se às coletas realizadas com as armadilhas de copos coloridos azuis, amarelos e brancos para as famílias Andrenidae, Apidae, Halictidae e Megachilidae, respectivamente.....	40
Figura 14A. Box-plot mostrando a variação da riqueza de espécies de abelhas entre as áreas afetadas pelo fogo e controle.....	42
Figura 14B. Comparação entre índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') calculados para as áreas sujeitas ao fogo (Alfa fogo, Marinha fogo, Veterinária fogo, Cespe Fogo e Centro Olímpico) e áreas controle (Alfa controle, Marinha controle, Veterinária controle e Cespe controle), seguindo a proposta do teste t proposto por Hutcheson (1970).....	43
Figura 15A. Box-plot mostrando a variação da riqueza de espécies de abelhas entre as áreas controle (naturais) e urbanas.....	44
Figura 15B. Comparação entre índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') calculados para as áreas urbanas (Veterinária, Cespe e Centro Olímpico) e áreas naturais (Alfa e Marinha), seguindo a proposta do teste t proposto por Hutcheson (1970).....	45
Figura 16. Box-plot mostrando a variação da riqueza de espécies de abelhas entre as comunidades analisadas.....	49
Figura 17. Box-plot mostrando a variação da abundância de unidades florais entre as áreas afetadas pelo fogo e as áreas controle.....	49
Figura 18. Box-plot mostrando a variação da abundância de unidades florais entre as áreas naturais e as áreas urbanas.....	18
Figura 19. Box-plot mostrando a variação da riqueza de famílias de plantas entre a área natural fogo-NF, natural controle-NC, urbana fogo-UF e urbana controle-UC.....	51
Figura 20. Histograma mostrando a variação da abundância de unidades florais dentre as cores avaliadas.....	51
Figura 21. Análise de regressão simples linear mostrando uma relação positiva entre abundância de plantas e riqueza de abelhas.....	52
Figura 22. Box-plot mostrando a variação da abundância de abelhas coletoras de óleo entre as áreas naturais e áreas urbanas.....	54

RESUMO

O EFEITO DA URBANIZAÇÃO E DO FOGO SOBRE COMUNIDADES DE ABELHAS EM ÁREAS DE CERRADO DO DF

Priscilla de Almeida Gomes

Orientador Antonio José Camillo de Aguiar

Resumo da Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós graduação em Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade de Brasília, como parte dos requisitos necessários título de Mestre em Zoologia.

O Cerrado é um bioma fundamental para a preservação da biodiversidade, mas vem sofrendo com diversas atividades antrópicas associadas à fragmentação e degradação pelo avanço das cidades, da agricultura e da pecuária. A urbanização e o fogo influenciam importantes processos ecológicos e podem afetar a floração e, conseqüentemente, a polinização devido às mudanças induzidas nas condições ambientais. Com objetivo de avaliar o efeito de atividades antrópicas (fogo e urbanização) sobre as comunidades de abelhas no Cerrado, foram selecionadas nove áreas de cerrado *sensu stricto* para o estabelecimento de amostras. Quatro destas áreas estão dentro da matriz natural, circundada por áreas de proteção ambiental, e cinco áreas estão dentro da matriz urbana. As coletas foram realizadas entre os meses de setembro e novembro de 2020 e usaram metodologia padronizada de copos coloridos em intervalos de uma semana. Foram identificadas as famílias botânicas e contabilizadas as unidades florais através de parcelas dentro de cada uma das nove áreas para avaliar a disponibilidade de recursos e diferenças na composição floral. Através da análise comparativa com o uso de estimadores e índices de similaridade, buscamos responder se o fogo e/ou a urbanização podem afetar a diversidade de abelhas. Foram coletadas 982 abelhas distribuídas em 119 espécies. A família Apidae foi a mais frequente e através da cor azul das armadilhas coletamos o maior número de indivíduos. A similaridade entre essas áreas fogo e controle foi de 76,5% (Sorensen) e 61,94% (Jaccard) e entre as áreas urbanas e naturais foi de 54,13% (Sorensen) e 37,11% (Jaccard). Os nossos resultados sugerem que o efeito da urbanização foi muito superior ao do fogo sobre a diversidade de abelhas. Entretanto, apesar de possuírem riqueza de abelhas similar à de áreas naturais, tiveram valores

significativamente menores de abundância. O efeito da urbanização foi relacionado a uma diminuição da abundância de abelhas especialistas e uma abundância muito menor de unidades florais. Não foi possível observar um efeito significativo do fogo sobre a riqueza de abelhas quando comparado com as áreas controle. O fogo teve um impacto especial sobre a abundância e diversidade das plantas, onde o display foi mais intenso do que em áreas controle.

Palavras-chave: copos coloridos, biodiversidade, antropização, savanas, conservação.

Brasília
Julho/2022

ABSTRACT

THE EFFECT OF URBANIZATION AND FIRE ON BEES COMMUNITIES IN CERRADO AREAS OF DF

Priscilla de Almeida Gomes

Orientador Antonio José Camillo de Aguiar

Abstract of the Master's Dissertation presented to the Postgraduate Program in Zoology, Institute of Biological Sciences, University of Brasília, as part of the necessary requirements to obtain the title of Master in Zoology.

The Cerrado is a fundamental biome for the preservation of biodiversity, but it has been suffering with several anthropic activities associated with fragmentation and degradation by the advance of cities, agriculture and livestock. Urbanization and fire influence important ecological processes and can affect flowering and, consequently, pollination due to induced changes in environmental conditions. In order to evaluate the effect of human activities (fire and urbanization) on bee communities on Cerrado, nine areas of cerrado *sensu stricto* were selected for the establishment of samples. Four of these areas are within the natural matrix, surrounded by environmental protection areas, and five areas are within the urban matrix. The collections were carried out between the months of September and November 2020 and used standardized methodology of colored cups at one-week intervals. Botanical families were identified and floral units were counted through plots within each of the nine areas to assess resource availability and differences in floral composition. Through comparative analysis using estimators and similarity indices, we seek to answer whether fire and/or urbanization can affect bee diversity. A total of 982 bees distributed in 119 species were collected. The Apidae family was the most frequent and through the blue color of the traps we collected the largest number of individuals. The similarity between these fire and control areas was 76.5% (Sorensen) and 61.94% (Jaccard) and between urban and natural areas it was 54.13% (Sorensen) and 37.11% (Jaccard). Our results suggest that the effect of urbanization was much greater than that of fire on bee diversity. However, despite having bee richness similar to that of natural areas, they had significantly lower values of abundance. The effect of urbanization was related to a decrease in the abundance of specialist bees and a much lower abundance of floral units. It wasn't possible to observe a significant effect of fire

on bee richness when compared to the controlled areas. The fire had a special impact on plant abundance and diversity, where the display was more intense than in controlled areas.

Key-words: colored cups, biodiversity, savanna, conservation, anthropization.

Brasília
Julho/2022

1. INTRODUÇÃO:

O bioma Cerrado está incluído entre os *hotspots* mundiais de biodiversidade (Myers et al. 2000). Ele é fundamental para a conservação da biodiversidade mundial, com suas principais perdas associadas ao fogo, à fragmentação e degradação pelo avanço das cidades, da agricultura e da pecuária (Klink e Machado 2005). A cada ano, nos trópicos, onde também estão localizadas as formações de cerrado, acontecem incêndios em quantidade superior a qualquer outra região do mundo (Cochrane 2009). O fogo influencia importantes processos ecológicos, como a ciclagem de nutrientes e as cadeias alimentares, além de afetar a regeneração de comunidades de plantas e animais (Bowman et al. 2016). Tradicionalmente relaciona-se a distribuição de plantas e animais ao tipo de solo e clima de uma região, entretanto, o fogo também tem papel determinante sobre a distribuição de organismos (Pausas e Keeley 2009). Esta influência é mais evidente quando se trata de plantas, pois a história do fogo se entrelaça à história delas (Pausas e Keeley 2009). Nas áreas áridas e semi-áridas, o fogo é um fator ecológico muito importante (Nee'man et al. 2000), especialmente onde acontecem incêndios periódicos e sazonais (Bond e Van Wilgen 1996).

A distribuição geográfica das formações vegetais propensas ao fogo, como as savanas, engloba cerca de 40% da superfície terrestre (Bond e Keeley 2005). No Brasil, o Cerrado é a principal representação de uma savana neotropical, sendo considerado o segundo maior bioma do país e com a característica do efeito do fogo anual nos meses de seca (Oliveira Filho e Ratter 2002). A fenologia das plantas é altamente sazonal, assim como as relações entre as plantas e os polinizadores, levando a altas taxas de renovação na composição das espécies entre as estações (Coutinho 1982). Ao longo de milhares de anos, incêndios que acontecem de forma natural durante a estação úmida, com a queda de raios, e incêndios antropogênicos durante a estação seca (Miranda et al. 2009). Em decorrência desses eventos, as espécies de plantas desse bioma tendem a se ajustar ao tipo de fogo, regime de queimada, frequência, intensidade e a temperatura do solo (Miranda et al. 2009).

Sobre esse tema, existem estudos e metanálises que já citaram ou analisaram o efeito do fogo sobre as comunidades de polinizadores (Pereira-Noronha e Gottsberger 1980; Pereira-Noronha et al. 1982; Barros 1992; Pedro 1992; Silveira e Campos 1995; Carvalho e Bego 1996; Winfree et al. 2007; Mason et al. 2021). É importante ressaltar que o sistema de polinização por insetos, sobretudo abelhas,

predomina sobre os demais (Oliveira e Gibbs 2000; Gottsberger e Silberbauer-Gottsberger 2006; Michener 2007). Sabe-se que a polinização realizada por abelhas é considerada a principal forma de transferência de pólen em plantas do Cerrado (Silberbauer e Gottsberger 1988). Nele, a entomofauna é bastante variada, sendo considerada o centro da biodiversidade de abelhas de toda a região Neotropical (Pinheiro-Machado 2002; Silveira et al. 2002). Áreas queimadas proporcionariam um aumento ocasional na abundância de plantas, e assim, conseqüentemente, haveria um aumento a diversidade de abelhas (Galbraith et al. 2019).

Alguns estudos já realizados caracterizaram especificamente as respostas das comunidades de abelhas a incêndios (Potts et al. 2003; Campbell et al. 2007; Grundel et al. 2010), entretanto, eles não acontecerem em áreas de Cerrado. De acordo com Winfree et al. (2007), áreas perturbadas suportariam comunidades de abelhas mais diversas. O fogo pode afetar a fenologia da floração e, conseqüentemente, da polinização devido às mudanças induzidas nas condições ambientais (Ne'eman et al. 2000). Após o incêndio, a floração costuma ser abundante (Conceição et al. 2013) e diversa e as plantas germinam e crescem tirando proveito dos novos espaços abertos e do aumento da disponibilidade de sais minerais provenientes das cinzas (Galbraith et al. 2019; Wroblewski e Kauffman 2003; Burkle et al. 2019). Inclusive, em áreas queimadas pode haver a visitaçãõ mais intensa de polinizadores e produção de frutos maiores quando comparadas às áreas não queimadas (Ne'eman et al. 2000).

Em uma revisão sobre o efeito do fogo no serviço de polinização em diferentes ecossistemas terrestres, foi demonstrado que, de maneira geral e logo após o incêndio, o fogo pode ter um implicação positiva para o ambiente (Carbone et al. 2019). Entretanto, incêndios recorrentes e intensos teriam um efeito oposto, ou seja, seriam negativos para as comunidades locais (Carbone et al. 2019). Em uma abordagem experimental sobre a tolerância a incêndios, foi demonstrado que as altas temperaturas que o solo alcança poderiam afetar especialmente as abelhas que nidificam no solo e têm ninhos mais rasos, como os megachilidae (Cane e Neff 2011). A passagem do fogo consome flores e arbustos (Neary et al. 1999) e pode afetar a disponibilidade de recursos para alguns polinizadores (Potts et al. 2003). Além disso, o fogo poderia afetar os ninhos ou os locais que potencialmente funcionariam como moradia para as abelhas que nidificam em cavidades (Cane e Neff 2011).

A maior parte dos estudos avalia vários tipos de polinizadores ao mesmo tempo (Campbell e Hanula 2007), inclusive, com relação à passagem do fogo (Johansson et

al. 2020). Em uma das poucas abordagens especificamente a respeito do efeito do fogo sobre a apifauna em áreas de Cerrado, Freitas (1998) chegou à conclusão de que existe diferença de composição de abelhas em áreas queimadas.

O fogo não é considerado o único distúrbio pelo qual podem passar as comunidades de abelhas (Erenler et al. 2020). Análises envolvendo abelhas urbanas já compararam diferentes tipos de sítios de nidificação ao mesmo tempo, o efeito da urbanização antes e depois do aumento da cidade ou características do habitat (Hernandez et al. 2009). Pinheiro-Machado et al. (2002) chegaram à conclusão de que mais da metade dos estudos realizados com abelhas foram feitos em áreas cobertas por vegetação natural de origem primária ou crescimento secundário e apenas 27% teriam sido feitos em áreas urbanas.

Quando se trata da cobertura vegetal, áreas mais preservadas contam com a manutenção de habitats para sobrevivência e reprodução de indivíduos e, conseqüentemente, é esperado que haja aumento na riqueza e abundância de artrópodes (Turrini e Knop 2015). Entretanto, a pavimentação e os edifícios que surgem em resposta ao crescimento populacional e das cidades acabam deixando poucos espaços verdes, com diversidade vegetal geralmente baixa (Pereira-Peixoto 2014). De acordo com Pinheiro-Machado et al. (2002), os ambientes com maior nível de perturbação seriam as cidades, onde a cobertura original não foi apenas removida, mas, em muitos casos, substituída por representantes exóticos.

De acordo com as Nações Unidas, até 2030 acredita-se as áreas urbanas contarão com cerca de 5 bilhões de pessoas e que, em países em desenvolvimento, 81% da população viverá em cidades (UNFPA 2007). Isto pode ser observado quando analisamos os dados do Brasil, onde a maior parte da população vive em áreas urbanas, de acordo com dados da Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD) (IBGE 2022). O aumento da urbanização geralmente está associado a um decréscimo da diversidade de plantas e animais (Winfree 2013).

As transformações que ocorrem no Cerrado trazem grandes danos ambientais ocasionados pela fragmentação de habitats, extinção da biodiversidade e invasão de espécies exóticas (Klink e Machado 2005). É inegável a importância das abelhas para o serviço de polinização (Klein et al. 2007), especialmente quando se pensa no abastecimento alimentar de uma população humana cada vez maior. Elas podem chegar a polinizar mais de 80% das espécies vegetais, sendo responsáveis pela polinização de 73% das plantas cultivadas (Organização das Nações Unidas para

Agricultura e Alimentação 2020). Vários fatores podem influenciar de forma negativa a biodiversidade de agentes polinizadores, interferindo no serviço ecossistêmico de polinização e, conseqüentemente, interferindo na produção alimentar (Borges et al. 2020). Um desafio para a conservação do Cerrado consiste em demonstrar que a biodiversidade é importante para a regulação dos ecossistemas (Klink e Machado 2005). Para o debate acerca de como permitir o desenvolvimento sem trazer prejuízos para a biodiversidade, é necessário conhecer as implicações das alterações no uso da terra (Klink e Machado 2005).

Áreas urbanas podem contar com uma perda considerável de biodiversidade resultando na perda ou alteração do habitat natural e na sua conversão em áreas amplamente vedadas habitadas por humanos (Seto et al. 2012). A quantidade de concreto, entretanto, não seria o principal fator que atua sobre a diversidade de abelhas, mas sim a riqueza e abundância de espécies de plantas (Ruas et al. 2022). De acordo com a revisão realizada por Ruas et al. (2022), a maioria dos estudos relacionando as plantas e a urbanização foi realizada na Europa e na América do Norte e relatou conseqüências negativas da urbanização.

Artrópodes podem funcionar como indicadores da qualidade ambiental porque respondem de forma mais rápida às mudanças ambientais (Kremen et al. 1993; McGeoch 1998; Uehara-Prado et al. 2009). Habitats urbanos, com suas estradas de asfalto e construções impermeáveis, são frequentemente considerados habitats perturbados, hostis à sobrevivência dos artrópodes (Fenoglio et al. 2020). A degradação e a fragmentação de áreas naturais são prejudiciais para as comunidades de abelhas (Cane et al. 2006) e podem estar associadas uma ocorrência maior de espécies não nativas (Grimm et al. 2008, New 2015, Pickett et al. 2011). Os fatores responsáveis pelas alterações na composição de espécies mais citados são a mudança da cobertura do solo e a invasão biótica (Ruas et al. 2022)

Estas alterações podem ser associadas a diminuição de recursos importantes para alimentação e nidificação (Potts et al. 2005). Os recursos de forrageamento podem ser tornar limitados e as abelhas podem ficar sujeitas a pressões como poluentes, agrotóxicos, tráfego de pedestres, entre outros efeitos (Hernandez et al. 2009). A fragmentação de habitats e a urbanização podem obrigar a fauna de abelhas a sobreviver em áreas com distúrbios de diferentes categorias e, neste contexto, as comunidades se tornariam bastante limitadas, especialmente em relação a padrões de abundância e diversidade (Hernandez et al. 2009).

A urbanização pode favorecer espécies não nativas (Cadotte et al. 2017, McKinney 2002) espécies oportunistas e generalistas (Faeth et al. 2005). No Brasil, a cidade de Curitiba se destaca em estudos nesse âmbito, com amostragens históricas e com um sistema de monitoramento que acontece desde a década de 1940 (Graf et al. 2020). Acredita-se que, com o aumento do nível de urbanização haja uma diminuição da riqueza de espécies de artrópodes, especialmente os especialistas (Martinson e Raupp 2013, McKinney 2008).

Abelhas com características muito particulares como mobilidade limitadas, tamanho pequeno ou grande e grau de especialização maior podem ser mais suscetíveis aos efeitos da urbanização e, conseqüentemente, perda de habitat (McKinney 2006). Muitos dos levantamentos de abelhas urbanas revisados indicaram que os especialistas florais são escassos nas áreas urbanas habitats (Cane 2005, Frankie et al. 2005, Cane et al. 2006, McFrederick e LeBuhn 2006). De acordo com o trabalho realizado por Antonini e Martins (2022), em fragmentos de Mata Atlântica e no contexto da paisagem urbanizada, a abelha da espécie *Melipona quadrifasciata* esteve ausente em fragmentos altamente urbanizados. Este é um exemplo onde uma espécie, que é considerada grande, é excluída de áreas altamente urbanas e impermeáveis. A conclusão que chegaram é a de que o cenário urbano mais heterogêneo seria mais favorável para as abelhas, especialmente as maiores (Antonini e Martins 2022).

As abelhas são os únicos visitantes que coletam óleos florais e este comportamento está restrito a aproximadamente 500 espécies (Michener 2007). Algumas abelhas podem ter estruturas corporais adaptadas para colheita desses óleos de flores, como os produzidos pela família botânica Malpighiaceae (Neff e Simpson 1981). Podem existir diversas adaptações nas suas pernas anteriores e médias para coleta deste recurso a partir dos elaióforos vegetais (Neff e Simpson 1981). Na região Neotropical existe uma grande diversidade de espécies coletoras de óleo pertencentes às tribos Centridini, Tapinotaspidini e Tetrapedia (Moure et al. 2007).

Assim, tomando como base os trabalhos já realizados, pretendemos avaliar o efeito do fogo e da urbanização na comunidade de abelhas em áreas de Cerrado do Distrito Federal usando armadilhas de copos coloridos. Analisaremos de que forma a riqueza, abundância e a fenologia das abelhas pode ser afetada pelo fogo e qual seria a sua relação com o display floral. Por fim, buscou-se avaliar como o fogo pode afetar

a abundância floral e os distintos padrões de cores associadas a síndromes de polinização. Procuramos responder às perguntas: fogo ou a urbanização poderiam estar relacionados à modificação da composição vegetal da qual depende as abelhas? O fogo ou a urbanização poderiam ter efeito redutor ou deletério sobre a composição de plantas e abelhas?

2. OBJETIVOS:

2.1. Objetivos gerais:

- Avaliar o efeito do fogo e o efeito da urbanização na comunidade de abelhas do cerrado, analisando de que forma a riqueza e a abundância delas pode ser afetada em diferentes áreas e qual seria a relação desses efeitos sobre o display floral;
- Procurar algum nível de especialização entre abelhas e o display floral;
- Analisar a eficiência de amostragem de abelhas com o uso de copos coloridos.

2.2. Objetivos específicos:

- Medir variações na abundância e riqueza de abelhas nas áreas afetadas pelo fogo e pela urbanização e reconhecer quais grupos de abelhas são mais afetados;
- Reconhecer qual ação antrópica, fogo ou urbanização, teria maior efeito sobre o grupo de abelhas especialistas coletoras de óleo;
- Analisar qual cor de armadilha seria mais eficiente em estudos de campo com o uso de copos coloridos;
- Analisar a variação da composição floral em diferentes tipos de áreas: urbanas, naturais, com e sem o efeito do fogo;
- Analisar se existe alguma característica destacada do display floral que se relacione à síndrome floral melitofílica;

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi conduzido em diferentes áreas de Cerrado que engloba, em sua maioria, a fitofisionomia *sensu stricto* (Walter 2009). Foram realizadas coletas na Estação de Rádio da Marinha- ERM (15°58'32.6"S 47°54'36.9"W), localizada na rodovia DF-001 KM 45, Área Alfa - Santa Maria, e no campus Darcy Ribeiro da Universidade de Brasília (CESPE, Centro Olímpico e Veterinária) (15°46'18.8"S 47°52'04.0"W). No total, foram utilizadas 5 áreas de amostragem (Fig.1). As coletas foram realizadas entre os meses de setembro a novembro do ano de 2020 (**Tabela 1**).

Na ERM é possível encontrar boa parte das fitofisionomias que são conhecidas e descritas para o bioma Cerrado. As áreas selecionadas para o experimento contemplam a formação de cerrado *sensu stricto*, caracterizado pela presença de arbustos mais esparsos (Fig. 2). Dentro das duas grandes áreas naturais (Alfa e Marinha), as coletas foram realizadas em quatro pontos: duas áreas controle (Alfa controle- AC e Marinha controle- MC) e duas áreas sujeitas a queimada (Alfa fogo- AF e Marinha fogo- MF). As duas áreas "Controle" têm características distintas: uma está na matriz da Estação de Rádio da Marinha (> 1000 hectares Cerrado intacto, sem fogo nos últimos 10 anos) e outra área fica a margem da rodovia, porém com a área de conservação do IBGE logo do outro lado (Fig. 3). As duas áreas sujeitas ao fogo, Alfa Fogo e Marinha Fogo, têm cerca de 4,67 e 145 hectares cada e foram queimadas de forma acidental, não prescrita, no mês de agosto de 2020.

Na Universidade de Brasília, foram usadas três grandes áreas: duas áreas CESPE (uma com efeito do fogo, CF, e uma com cerrado controle, CC), duas áreas na Veterinária (uma com efeito do fogo, VF, e uma com cerrado preservado, VC) e uma área no Centro Olímpico (apenas com efeito do fogo, CO) (Fig. 4). Todas estas cinco áreas têm em comum o fato de estarem localizadas dentro da matriz em ambiente urbano, isoladas por gramados, estradas, e com a presença de gramíneas exóticas em grande densidade, sugerindo efeito recorrente de fogo. As áreas afetadas pelo fogo dentro da matriz urbana têm cerca de 30 ha no Centro Olímpico-CO, 3,8 ha no Cespe (Cespe Fogo-CF), e 0,62 ha na Veterinária (Veterinária Fogo-VF).

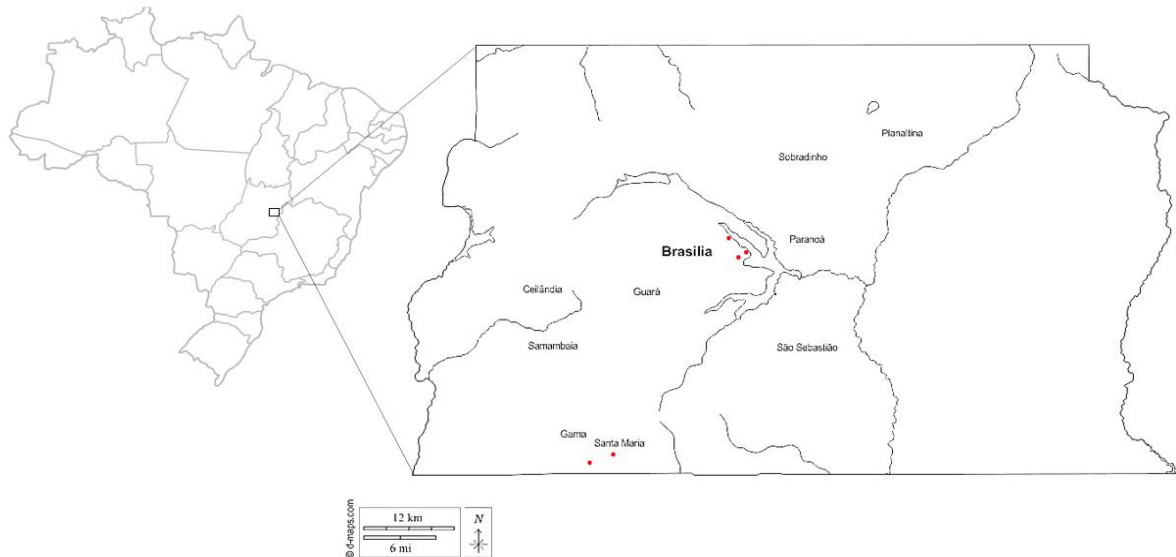


Figura 1. No mapa do Distrito Federal estão representados, em vermelho, os pontos com as cinco principais regiões de amostragem (Marinha, Alfa, Cespe, Veterinária e Centro Olímpico).

Tabela 1. Datas em que foram realizadas as coletas de abelhas e a contagem de unidades florais nas nove áreas de estudo (Marinha Controle: MC; Marinha Fogo, MF; Alfa Controle Cerrado, AC; Alfa Fogo, AF; Cespe Controle, CC; Cespe Fogo, CF; Centro Olímpico, CO; Veterinária Controle, VC; Veterinária Fogo, VF).

MC	MF	AC	AF	CC	CF	CO	VC	VF
28/set	28/set	28/set	28/set	07/out	07/out	07/out	07/out	07/out
04/out	04/out	04/out	04/out	12/out	12/out	12/out	12/out	12/out
11/out	11/out	11/out	11/out	19/out	19/out	19/out	19/out	19/out
18/out	18/out	18/out	18/out	26/out	26/out	26/out	26/out	26/out
30/out	30/out	30/out	30/out	04/nov	04/nov	04/nov	04/nov	04/nov
06/nov	06/nov	06/nov	06/nov	11/nov	11/nov	11/nov	11/nov	11/nov
20/nov	20/nov	20/nov	20/nov	23/nov	23/nov	23/nov	23/nov	23/nov
27/nov	27/nov	27/nov	27/nov	30/nov	30/nov	30/nov	30/nov	30/nov
<i>8 coletas</i>	<i>8 coletas</i>	<i>8 coletas</i>	<i>8 coletas</i>	<i>8 coletas</i>	<i>8 coletas</i>	<i>8 coletas</i>	<i>8 coletas</i>	<i>8 coletas</i>



Figura 2. Áreas de amostragem. Esquerda: parcela Alfa Fogo da Estação Rádio da Marinha duas semanas após a queimada (04 de outubro de 2020); direita: parcela Marinha Controle da Estação Rádio da Marinha.



Figura 3. Imagens aéreas obtidas por satélite (Google Earth). Os polígonos em cor laranjada representam as áreas afetadas pelo fogo e contíguas às áreas de amostragem naturais.



Figura 4. Imagens aéreas obtidas por satélite (Google Earth). Os polígonos em cor laranjada representam as áreas afetadas pelo fogo e que são contíguas às áreas controle na matriz urbana.

3.2. COLETA DE DADOS EM CAMPO

3.2.1. Coleta de abelhas

Utilizamos a metodologia proposta por Droege (2015) para a coleta de abelhas através do uso de armadilhas de copos coloridos, “*pan traps*”, com propileno glicol por períodos mais longos. Devido à simplicidade do método, o baixo custo de implementação e por diminuir o viés do coletor, essas armadilhas coloridas têm sido um método recomendado para amostrar e monitorar comunidades de abelhas em ambientes naturais e agrícolas (Westphal et al. 2008). Modificações podem ser adotadas nas armadilhas de copos coloridos que, além de cores diferentes, podem usar fluorescência para imitar o espectro ultravioleta das flores (Westphal et al. 2008). Além disso, podem ser usados diferentes tamanhos de recipientes e pode ser feita a elevação da armadilha, na altura da vegetação onde forrageiam mais abelhas (Westphal et al. 2008; Droege 2015).

Em cada área foram amostrados três pontos de coleta nos quais foram colocadas as armadilhas (azul, amarela e branca). Cada ponto de coleta foi replicado 3 vezes dentro do mesmo segmento da linha de coleta, totalizando nove conjuntos de copos, pontos de coleta, por área. A distância entre cada ponto de coleta da linha foi de 30 metros. Cada ponto de coleta era composto por 3 copos de isopor de 60 ml coloridos: um branco, um amarelo e um azul, sendo que os dois últimos foram pintados com tinta em spray ultravioleta. Totalizaram 27 copos em cada área amostrada para cada dia de coleta (Fig. 5), totalizando 243 copos colocados nas nove parcelas. As armadilhas ficaram expostas em período integral e foram repostas a cada evento de perda total ou parcial do copo.

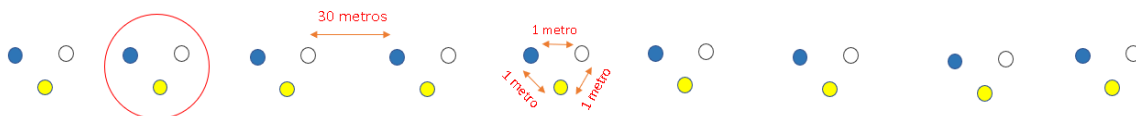


Figura 5. Esquema ilustrativo da distribuição do segmento da linha das armadilhas de copos coloridos dentro de cada área de estudo. Cada conjunto é formado por um copo azul, um copo amarelo e um copo branco, totalizando 27 copos.

Dentro das armadilhas foi colocada uma mistura de propilenoglicol (2/3), água (1/3), detergente e sal (Fig. 6). O propilenoglicol é um composto orgânico, álcool diol,

viscoso, incolor e higroscópico. Graças a esta última característica, ele se torna a substância ideal para ser acrescida à água da armadilha, fazendo-a ser mais duradoura em campo. O detergente foi usado por ser uma substância surfactante, ou seja, composto capaz de reduzir a tensão superficial dos líquidos e emulsificar compostos com diferentes polaridades. Isto dificulta a respiração do inseto, visto que a sua cutícula é destruída. O sal foi usado como conservante pois, após a perda da cutícula, o inseto fica suscetível ao efeito do encharcamento e da decomposição. Para evitar isto, o sal funciona como conservante. Eventualmente, a solução foi reposta quando aquela, no interior da armadilha, ficava escassa.



Figura 6. Fotografia de um conjunto de copos instalado dentro da área Alfa para compor um dos pontos de coleta (amarelo, branco e azul). O meio líquido era composto de propilenoglicol, água, detergente e sal.

As abelhas provenientes das coletas foram identificadas e colocadas em sacos *zip lock* com álcool e mantidas refrigeradas (Fig. 7). Em laboratório, os espécimes foram separados em morfotipos e receberam etiquetas contendo informações referentes ao local e data de coleta, bem como o número de tombamento na Coleção Entomológicas da Universidade de Brasília.



Figura 7. Amostra proveniente da área alfa armazenada em saco ziplock contendo etiqueta de identificação da amostra em seu interior.

As abelhas foram lavadas, secas e montadas em alfinete entomológico seguindo a metodologia proposta por Droege et al. (2015). As abelhas foram identificadas no Laboratório de Abelhas, Departamento de Zoologia da UnB, com a ajuda das chaves dicotômicas de Silveira et al. (2002) e esquema de classificação de Moure et al. (2012). Todos os espécimes coletados foram depositados na Coleção Entomológica da UnB.

3.2.2. Display floral

Buscando entender o efeito do fogo e da urbanização sobre a comunidade de abelhas de cada área, procuramos possíveis modificações na estrutura vegetal de cada área. Para a estimar a composição vegetal de cada uma das nove áreas, foi feita a amostragem da abundância e riqueza de famílias (Fig. 8) seguindo a metodologia de Carvalheiro et al. (2014). Em cada área, nas datas de coleta de abelhas, eram feitas três parcelas de forma aleatória para a contagem das unidades florais.



Figura 8. Fotografia de uma de planta coletada dentro da parcela para identificação a posteriori.

Cada unidade floral é composta por flores de ao menos 1 cm quadrado, e flores menores foram somadas para, dentro do conjunto, compor 1 cm² e desta forma uma unidade floral (Fig. 9). A identificação e contagem das unidades florais foi feita dentro da parcela, por barbante comum, em uma área de 5m x 5m (25 m²). As plantas coletadas foram prensadas, colocadas na estufa para desidratação e, posteriormente, identificadas em nível de família com o uso de manuais técnicos (Medeiros 2011; Durigan 2018). Ao final, foram encaminhadas para o herbário da Universidade de Brasília.

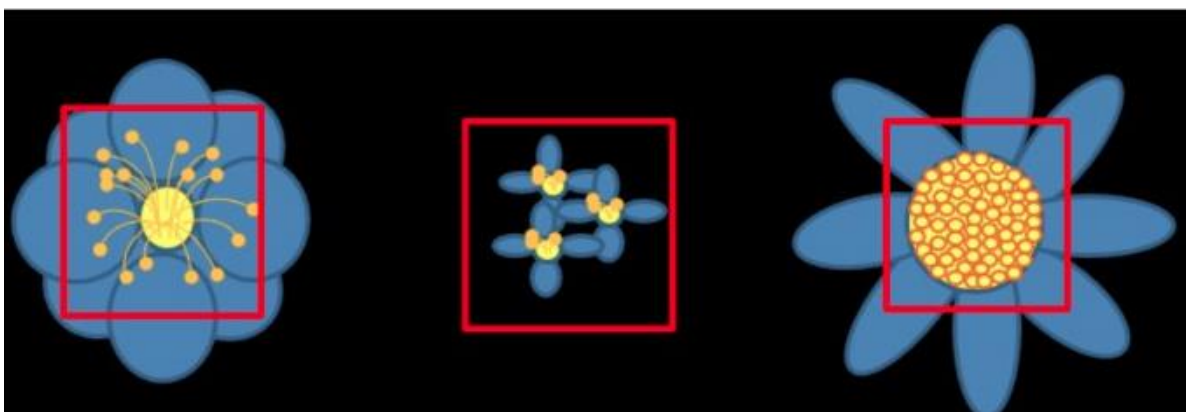


Figura 9. Desenho esquemático de unidades florais seguindo padrão de 1 cm quadrado ou mais para contabilização (extraído de Carvalheiro et al. 2014).

3.2.3. Análise dos dados

Métricas de composição

A apifauna de cada área amostrada foi caracterizada de acordo com o número de espécies e a abundância de cada uma delas, de acordo com Silveira Neto et al. (1976). A riqueza de plantas foi caracterizada pelo número de famílias amostradas e a abundância de cada uma delas foi calculada como o somatório do número de unidades florais de cada família identificada (Silveira 1976). A riqueza de espécies equivale ao número total de espécies observadas em cada comunidade e a abundância é a medida da proporção de indivíduos de cada espécie (Pianka 1994).

Fizemos o uso de estimadores de diversidade para cada área, uma vez que é difícil capturar todas as espécies em cada uma delas (dos Santos 2003). Os estimadores de diversidade atribuem um valor a um parâmetro para o qual não se conhece o valor absoluto e visam reduzir o efeito da subamostragem (Colwell e Coddington 1994, Colwell 2013). O estimador usado para indicar a suficiência amostral foi o Chao-1, considerado não paramétrico (Colwell e Coddington 1994; Chao et al. 2014). O estimador Chao 1 usa o número absoluto de espécies dentro da comunidade, ou seja, é baseado na abundância (Colwell and Coddington 1994, Colwell 2004). Utilizando o software gratuito e online INext e SpadeR para estimar o Chao 1 para as espécies de abelhas e famílias de plantas (Chao et al. 2015).

Índices de diversidade

Fizemos o uso do índice de diversidade Shannon-Wiener para as análises de abelhas e plantas porque ele não separa os componentes da diversidade, da abundância e da equitabilidade (dos Santos 2003). O índice de Shannon, H' , assume que os indivíduos são coletados aleatoriamente de uma grande e infinita população, assumindo, também, que todas as espécies estão representadas na amostra (Magurran 1988).

Para a análise da composição de cada área, levamos em consideração a Equitabilidade de Pielou (J) que é um índice que se refere à distribuição da abundância das espécies dentro de uma comunidade (Pielou 1966). Ele permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes e pode refletir

o grau de dominância de espécies em uma comunidade (Pielou 1966). Quando os valores de equitabilidade eram baixos, buscamos analisar o índice de Dominância para a área. As espécies que apresentaram os maiores valores de abundância e de constância foram consideradas como dominantes na comunidade (Sakagami e Matsumura 1967).

Como uma forma de averiguar a diversidade beta, usamos os índices de similaridade de Jaccard e Sorensen. Eles são entendidos como medidas que buscam apresentar de maneira objetiva o nível de semelhança entre duas ou mais comunidades (Silveira Neto et al. 1976). O índice de Sorensen dá uma importância maior para a presença de espécies. A porcentagem de similaridade foi calculada pela somatória dos menores valores da porcentagem do total de indivíduos, comparando as comunidades (Silveira Neto et al. 1976).

Ao usar software online gratuito SpadeR (Chao et al. 2015) para calcular os índices de similaridade, optamos por não incluir a segunda parte dos resultados, que inclui medidas de similaridade empírica, pois ela está sujeita a um largo viés de espécies não detectadas ou espécies compartilhadas não detectadas nas amostras. Quando a comunidade é subamostrada geralmente os dados de similaridade subestima os parâmetros verdadeiros enquanto o índice de dissimilaridade é superestimado. Portanto, usamos a terceira parte dos resultados que incluem medidas de similaridade corrigidas para considerar a subamostragem. Quando $q = 0$, as medidas de similaridade são baseadas apenas na riqueza de espécies. Quando $q > 0$, as medidas de similaridade incorporam a abundância de espécies e as frequências de incidência.

Para comparar qual dos dois fatores, fogo ou urbanização, poderia estar mais intrinsecamente relacionado à formação das assembleias de abelhas, fizemos a análise de agrupamento (Manly 2008). Para essa análise, usamos o índice de similaridade de Bray-Curtis, que leva em consideração os dados de abundância das áreas (Ricotta e Podani 2017).

Riqueza estimada

Para contornar o problema da arbitrariedade dos dados, escolhemos fazer o uso da curva de rarefação (Gotelli e Colwell 2001), apresentando curvas médias obtidas a partir de 100 curvas geradas em procedimentos de aleatorização das

unidades amostrais. Conclusões errôneas podem surgir a partir do resultado do esforço amostral deficiente (Melo et al. 2003). Fizemos isso com os dados de todas as áreas juntas e separadamente (fogo x controle e urbana x natural).

Análises Estatísticas

Antes de procedermos às análises estatísticas, fizemos o teste de normalidade Shapiro-Wilk e identificamos que a maior parte dos dados não possuíam uma distribuição normal (os valores de p foram muito inferiores a 0,05). Para a realização deste teste de normalidade e todas as análises de riqueza, abundância, dominância e equitabilidade utilizamos o programa *Past 4.03* (Hammer et al. 2001).

Como os nossos dados não contam com uma distribuição normal, usamos o teste de Mann-Whitney para as comparações entre duas amostras não pareadas das comunidades a serem analisadas, tanto de abelhas como das plantas (áreas fogo x áreas controle; áreas naturais x áreas urbanas). O teste Mann-Whitney (U) seria o equivalente ao teste t independente e testa a igualdade das medianas e não das médias, como acontece em testes paramétricos (Mann e Whitney 1947). A hipótese nula, H_0 , é de que as duas comunidades são idênticas e é rejeitada se o menor valor de U entre as amostras for menor ou igual ao valor crítico tabelado (Mann e Whitney 1947).

Em análises que envolveram mais de duas comunidades de abelhas ou plantas, optamos pelo teste de Kruskal-Wallis para as comparações (natural fogo x natural controle x urbana fogo x urbana natural; eficiência amostral das três cores de copos e cores das plantas nas nove parcelas analisadas). Este teste se baseia em Qui-quadrado e seria o equivalente ao F da Anova. Os resultados são dados primeiramente com os valores de qui-quadrado, depois os graus de liberdade e, por último, o valor de p . A hipótese nula, H_0 , de que as duas comunidades são idênticas, é rejeitada se o menor valor de U entre as amostras for menor ou igual ao valor crítico tabelado (Kruskal e Wallis 1952).

Para analisar a riqueza entre as áreas de forma pareada e também entre os conjuntos das duas variáveis mais importantes que foram o efeito fogo e urbanização, foi usado o teste T de Hutcheson (Hutcheson 1970).

4. RESULTADOS

Perfil geral da amostragem

Foram coletadas 982 abelhas distribuídas em 119 espécies (**Tabela 2**). As espécies mais abundantes de toda a amostragem foi a abelha social *Trigona spinipes* (152 indivíduos, 15% do total de espécies), seguida pelas abelhas solitárias *Exomalopsis fulvofasciata* (88 indivíduos, 9,1% do total de espécies) e *Centris spilopoda* (69 indivíduos, 7,1% do total de espécies). Os gêneros de abelhas sociais, *Apis*, *Paratrigona*, *Geotrigona*, *Plebeia*, *Tetragonisca* e *Trigona*, juntas, equivalem a 36,8% da riqueza de espécies e 21,5% da abundância total. Ao todo, 38 espécies tiveram ocorrência única e, na maior parte das vezes, em áreas com ocorrência de fogo. Cerca de 20% das abelhas coletadas pertencem às tribos Bombini e Meliponini, sendo esta última uma tribo de abelhas sem ferrão.

Tabela 2. Lista das espécies de abelhas por cada uma das nove áreas amostradas (Marinha Fogo-MF, Marinha Controle-MC, Alfa Fogo-AF, Alfa Cerrado-AC, Cespe Controle-CC, Cespe Fogo-CF, Veterinária Fogo- VF, Veterinária Controle-VC e Centro Olímpico-CO).

	MF	MC	AF	AC	CF	CC	VF	VC	CO
<i>Ancylloscelis romeroi</i> (Holmberg, 1903)	0	0	1	3	3	1	0	0	2
<i>Ancylloscelis</i> sp	1	0	0	1	2	0	0	0	0
<i>Anthidium latum</i> (Schrottky, 1902)	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anthidium sertanicola</i> (Moure & Urban, 1964)	1	3	0	0	0	0	0	0	2
<i>Apis mellifera</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	1	3	4	2	2	1	5
<i>Arhysoceble</i> sp1	14	8	2	2	0	0	0	0	0
<i>Arhysoceble</i> sp2	1	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Augochlora (Augochlora)</i> <i>mourei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Augochlora aff. Mendax</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	2
<i>Augochlora aurinasis</i> (Vachal, 1911)	0	0	0	0	1	0	1	0	4
<i>Augochlora australis</i> Lepeco & Gonçalves, 2020	0	0	0	0	1	1	0	0	4
<i>Augochlora daphnis</i> Smith, 1853	0	0	0	0	1	0	0	1	6
<i>Augochlora esox</i> (Vachal, 1911)	0	0	0	0	2	6	0	0	9
<i>Augochlora</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Augochlora</i> sp3	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Augochlorini sp1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Augochlorini sp2	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Augochlorini sp3	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Augochloropsis sp1	2	4	1	1	2	0	1	0	1
Augochloropsis sp2	1	1	0	1	3	1	0	0	2
Augochloropsis sp3	4	1	0	2	1	0	0	0	1
Augochloropsis sp4	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Augochloropsis sp5	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Augochloropsis sp6	4	3	0	1	0	0	0	0	0
Augochloropsis sp7	4	4	0	0	0	0	0	0	0
Augochloropsis sp8	0	2	2	1	1	0	0	0	1
Augochloropsis sp9	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bombus morio</i> (Swederus, 1787)	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Bombus pauloensis</i> Friese, 1913	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Centris aenea</i> (Lepeletier, 1841)	0	2	0	0	0	1	0	0	0
<i>Centris fuscata</i> (Lepeletier, 1841)	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centris lutea</i> Friese, 1899	1	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centris nitens</i> Lepeletier, 1841	1	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centris</i> sp	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centris spilopoda</i> Moure, 1969	32	35	0	0	1	0	0	0	1
<i>Centris tarsata</i> (Smith, 1874)	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Centris varia</i> (Erichson, 1848)	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceratalictus psoraspis</i> (Vachal, 1911)	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Ceratalictus stigon</i> (Vachal 1911)	2	3	2	4	7	3	0	0	0
<i>Ceratina maculifrons</i> (Smith, 1854)	2	2	1	0	0	2	1	0	1
<i>Ceratina</i> sp1	2	1	0	0	0	1	1	1	1
<i>Ceratina</i> sp2	0	1	1	1	1	1	0	0	1
<i>Ceratina</i> sp3	0	0	0	0	0	0	2	2	5
<i>Ceratina</i> sp4	0	0	2	2	0	0	0	0	0
<i>Ceratina</i> sp5	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceratina</i> sp6	0	0	1	7	3	3	1	2	1
<i>Ceratina</i> sp7	0	0	0	0	1	4	2	0	6
<i>Ceratina</i> sp9	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ceratina</i> sp10	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Coelioxys</i> sp1	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Coelioxys</i> sp2	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Dialictus</i> sp1	7	3	6	10	5	0	1	2	12
<i>Dialictus</i> sp2	3	1	5	1	4	0	0	0	7
<i>Dialictus</i> sp3	0	0	2	0	2	0	0	0	1

Dialictus sp4	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Dialictus sp5	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Dianthidium sp	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Epanthidium aureocinctum</i> (Urban, 1995)	6	3	0	0	3	0	0	0	1
<i>Epanthidium tigrinum</i> (Schrottky, 1905)	0	0	0	0	3	3	1	1	2
<i>Epicharis (Epicharoides)</i> <i>albofasciata</i> Smith, 1874	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Epicharis bicolor</i> Smith, 1854	1	1	0	1	0	1	0	0	0
<i>Epicharis cockerelli</i> Friese, 1900	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Epicharis xanthogastra</i> Moure & Seabra, 1959	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Euglossa sp	1	1	3	6	6	13	0	2	3
<i>Eulaema nigrita</i> (Lepeletier, 1841)	0	0	0	1	3	2	0	1	0
<i>Exomalopsis analis</i> Spinola, 1853	0	0	3	1	2	1	0	0	2
<i>Exomalopsis auropilosa</i> Spinola, 1853	3	1	2	2	5	6	0	0	2
<i>Exomalopsis fulvofasciata</i> Smith, F. (1879)	30	23	12	23	0	0	0	0	0
<i>Exomalopsis</i> sp	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Exomalopsis tomentosa</i> (Friese, 1899)	1	3	16	2	2	0	0	1	1
Geotrigona sp	0	1	0	0	1	0	1	0	0
<i>Hophiphora velutina</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Larocanthidium fasciatum</i> Urban, 1997	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Megachile</i> <i>(Pseudocentron) rubricata</i> Mitchell, 1934	3	1	5	1	1	0	0	0	1
<i>Megachile rubricata</i> (Smith 1853)	0	0	2	2	0	0	0	0	0
<i>Megachile</i> sp1	1	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Megachile</i> sp2	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Megachile</i> sp3	0	1	0	0	2	0	0	0	0
<i>Megachile</i> sp4	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Megachile</i> sp5	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Megachile</i> sp6	3	1	0	1	0	0	0	1	1
<i>Megachile</i> sp7	0	0	0	0	0	2	0	0	1
<i>Megachile</i> sp8	0	0	0	0	4	4	1	0	2
<i>Megachile</i> sp9	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megachile</i> sp10	2	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Melitoma danunciae</i> (Oliveira & Engel, 2015)	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Melitoma segmentaria</i> (Fabricius, 1804)	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Mesonychium</i> sp	2	7	0	1	0	0	0	1	0

<i>Oxaea flavensces</i> Klug, 1807	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxaea mouri</i>	1	2	0	2	0	0	0	0	0
<i>Paratetrapedia lineata</i> (Spinola, 1853)	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paratetrapedia punctata</i> Aguiar & Melo, 2011	4	4	3	3	0	1	0	0	0
<i>Paratrigona lineata</i> (Lepeletier, 1836)	0	1	2	3	9	5	3	1	11
<i>Paroxystoglossa</i> sp	0	0	0	0	1	0	1	0	1
<i>Plebeia</i> sp	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudaugochlora</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Pseudaugochlora</i> sp2	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Ptilothrix plumata</i> Smith, 1853	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Ptilothrix</i> sp	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Rhectonia</i> sp	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Rhinocorynura</i> sp	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Tetragonisca angustula</i> (Latreille, 1811)	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Trigonisca intermedia</i> Moure, 1990	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Tetrapedia</i> sp1	0	0	1	1	1	0	0	0	2
<i>Tetrapedia</i> sp2	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Thectochlora alaris</i> (Vachal, 1904)	0	1	0	1	0	0	0	0	1
<i>Thectochlora</i> sp1	0	0	0	2	3	0	0	0	1
<i>Thectochlora</i> sp2	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Thectochlora</i> sp3	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Thyater</i> sp1	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Thyater</i> sp2	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Thyater</i> sp3	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Trigona spinipes</i> (Fabricius, 1793)	0	1	1	148	1	0	0	0	1
<i>Tropidopedia punctifrons</i> (Smith, 1879)	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Xanthopedia</i> sp1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Xanthopedia</i> sp2	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Xylocopa ciliata</i> Burmeister, 1876	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Xylocopa dimidiata</i> Latreille, 1809	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Xylocopa frimbriata</i> Fabricius 1804	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela 3. Valores de riqueza estimada e índices para a espécies de abelhas dentre as nove áreas comparadas ((Marinha Fogo-MF, Marinha Controle-MC, Alfa Fogo-AF, Alfa Cerrado-AC, Cespe Controle-CC, Cespe Fogo-CF, Veterinária Fogo- VF, Veterinária Controle-VC e Centro Olímpico-CO).

	MF	MC	AF	AC	CF	CC	VF	VC	CO	TOTAL
Abundância	154	141	91	249	104	74	24	21	124	982
Riqueza	44	44	34	41	47	32	19	17	50	119
Dominância	0,099	0,1	0,069	0,366	0,035	0,065	0,062	0,065	0,041	0,048
Shannon_H	2,97	3	3,098	1,94	3,59	3,096	2,86	2,78	3,52	3,79
Equitabilidade_J	0,785	0,795	0,878	0,52	0,93	0,89	0,97	0,98	0,9	0,793
Chao-1	86,86	94	47,3	69,1	84,5	66,2	45,25	32,6	79,25	154,2

A riqueza de espécies observadas (Sobs: 119 spp.) refere-se a cerca de 77% da riqueza estimada para a localidade (156 spp., Fig. 10). Embora as curvas não alcancem a assíntota, há tendência à estabilização acima de 900 indivíduos coletados (Fig. 11).

Áreas naturais e urbanas são dissimilares quanto à composição de espécies. Quando analisamos apenas as áreas urbanas, o Centro Olímpico-CO é a área mais dissimilar (Fig.12).

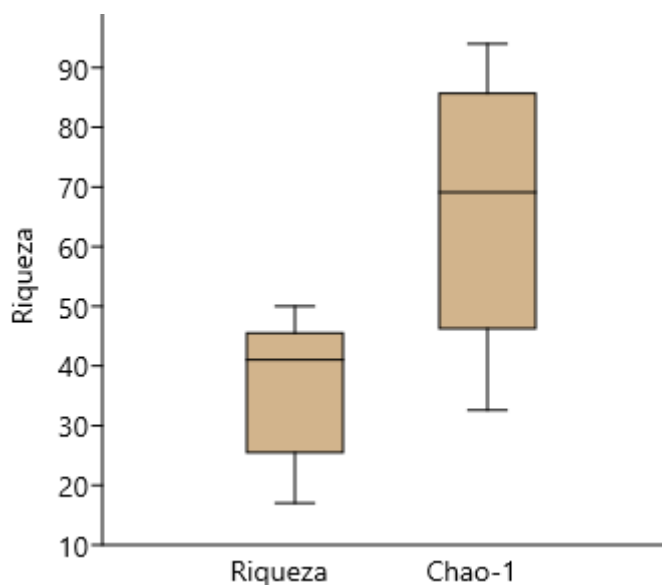


Figura 10. Box-plot comparando a riqueza de espécies de abelhas obtida e riqueza estimada, através do estimador Chao-1, considerando todos os valores conjuntamente.

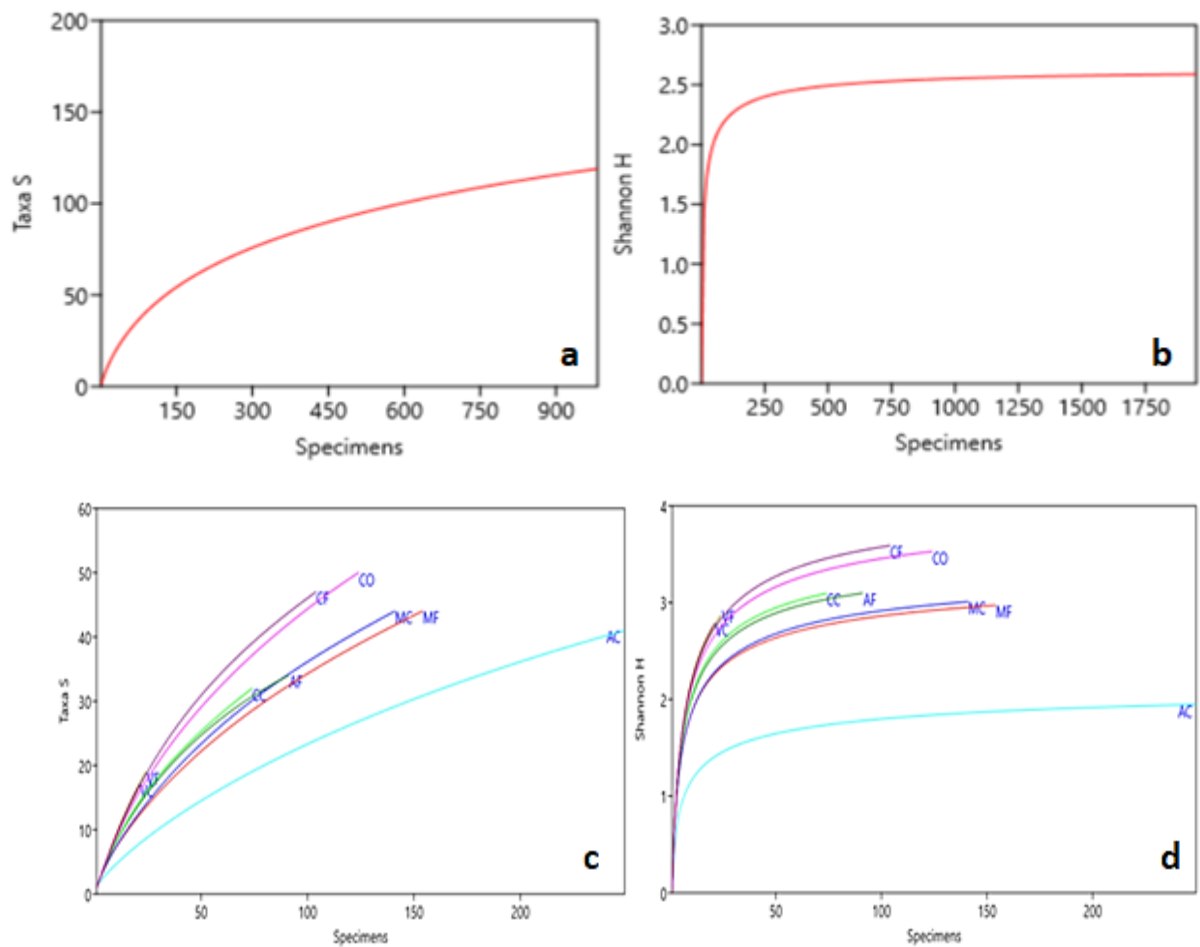


Figura 11 (a-d) Na parte superior (da esquerda para a direita): curva de rarefação considerando coletivamente os dados de todas as áreas amostradas para abundância e diversidade de abelhas. Na parte inferior (da esquerda para a direita): curvas de rarefação das áreas separadamente (Marinha Fogo- MF, Marinha Controle- MC, Alfa Fogo- AF, Alfa Cerrado- AC, Cespe Controle- CC, Cespe Fogo- CF, Veterinária Fogo- VF, Veterinária Controle- VC e Centro Olímpico- CO).

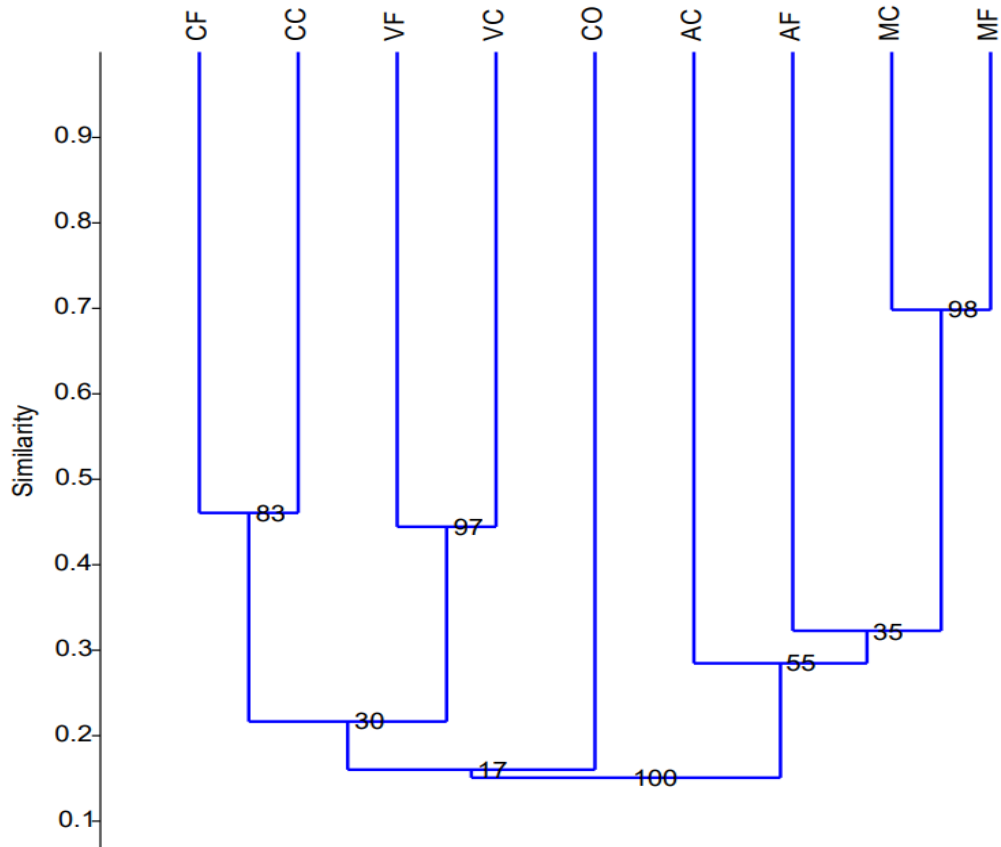


Figura 12. Dendrograma de similaridade da apifauna das nove áreas amostradas (MF: Marinha Fogo; MC: Marinha Controle; AF: Alfa Fogo; AC: Alfa Cerrado; CF: Cespe Fogo; CC: Cespe Controle; VF: Veterinária Fogo; VC: Veterinária Controle; CO: Centro Olímpico) baseada no índice Bray-Curtis.

A amostra dentro da área natural Alfa Controle teve o maior valor de abundância (249), porém com o maior valor de dominância ($D= 0,3665$). Apesar disso, apresentaram o menor valor para o índice de Shannon ($H'= 1,947$), menor diversidade. A amostra com a maior riqueza estimada foi dentro da área da matriz urbana CO (50 espécies), e as da matriz natural MF e MC (44 espécies cada uma). As amostras dentro das áreas da matriz urbana CF e CO tiveram os maiores índices de diversidade ($H'= 3,59$ e $3,52$, respectivamente).

As amostras dentro da área VC apresentaram o maior valor de equitabilidade ($J= 0,9814$) quando comparadas às demais áreas amostradas. Através da análise de Kruskal-Wallis, percebemos que existe uma diferença significativa na diversidade entre as áreas amostradas (MF, MC, AF, AC, CF, CC, VF, VC e CO). As áreas com maior variação interna dos dados foi AC.

Eficiência do método dos copos coloridos

Com relação a eficiência do método de coleta com armadilha de copos coloridos, 584 abelhas foram coletadas com armadilhas de cor azul, 246 com cor amarela e 136 com cor branca (Fig. 13). O teste Kruskal-Wallis mostrou que há efeito significativo na eficiência da cor sobre a abundância de abelhas coletadas ($H_c = 80,77$ e valor $p = 2,895E-18$) e sobre a riqueza de abelhas coletas ($H_c = 179,1$ e valor $p = 0,0002458$).

Com o uso do estimador Chao-1, verificou-se que as coletas contemplaram 76%, 60,1% e 56,7% da diversidade esperada de abelhas com o uso das cores azul, amarelo e branco, respectivamente (Tabela 4).

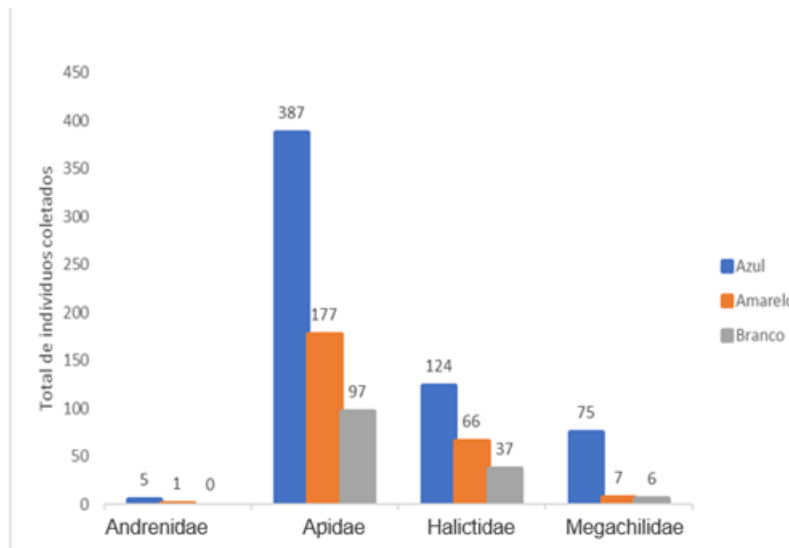


Figura 13. Abundância de abelhas coletadas com o uso de armadilhas de copos coloridos. As coletas referem-se às coletas realizadas com as armadilhas de copos coloridos azuis, amarelos e brancos para as famílias Andrenidae, Apidae, Halictidae e Megachilidae, respectivamente.

Tabela 4. Eficiência na coleta de abelhas usando as diferentes cores de armadilhas de copos (azul, amarelo e branco). Todas as áreas de coletas foram consideradas conjuntamente, totalizando uma abundância de 982 abelhas.

	Azul	Amarelo	Branco
Riqueza	105	57	46
Abundância	591	251	140
Dominância_D	0,033	0,098	0,107
Shannon_H	3,96	3,1	3,04
Equitabilidade_J	0,85	0,76	0,79
Chao-1	138	94,8	81,1

A atratividade de copos azuis foi maior quando comparada às demais cores, inclusive, considerando a atratividade das espécies de ocorrência única. Os dados das coletas com copos azuis apresentaram a maior taxa de diversidade e equitabilidade, 39,6% e 85%, respectivamente, para as abelhas capturadas. Em coletas com copos brancos houve uma maior taxa de dominância, com prevalência de *Trigona spinipes*, em uma frequência equivalente a 29%.

Diversidade: áreas fogo x áreas controle

Foram coletadas 497 abelhas (50,6%) em áreas sujeitas ao fogo e 485 abelhas (49,3%) em áreas controle. A média de abundância foi similar entre as áreas queimadas ($4,17 \pm \text{desv.Padrão}$) e controle ($4,07 \pm \text{desv.Padrão}$) (Fig. 13). As espécies *Exomalopsis fulvofasciata* e *Centris spilopoda* foram as mais abundantes tanto nas áreas queimadas como nas áreas controle. Houve um valor muito alto na abundância de abelhas da espécie *Trigona spinipes* (97,3% do total de 152 espécimes) registradas apenas na área Alfa Controle-AC, porém este dado é efeito da presença de um ninho contíguo a esta área. A presença de *Arhysoceble sp2* foi restrita a MF, AF e CO, que foram afetadas pelo fogo, e *Bombus morio* e *Bombus pauloensis* foram restritas a área Alfa Fogo.

As áreas sujeitas ao fogo apresentaram maior diversidade e equitabilidade ($H'=3,983$ e $J=0,8659$, respectivamente) comparada à área controle (**Tabela 5**). Nas áreas controle, houve maior dominância (0,117, ou seja, 11,7% de incidência de uma determinada espécie) em comparação com as áreas de fogo (0,03068, ou seja, 3%). Quanto às áreas, quando analisadas pareadamente, pode-se observar que o fogo teve efeito variável sobre a riqueza de espécies de abelhas (Fig14A)

As áreas afetadas pelo fogo e controle compartilharam 62 espécies, sendo 38 exclusivas das áreas de fogo e 19 das áreas controle. Com relação à similaridade, o índice Sorensen (0,7650, ou seja, 76,5% de similaridade) e Jaccard (0,6194, ou seja, 61,94% de similaridade).

Tabela 5. Valores de riqueza estimada e índices para a espécies de abelhas dentre as áreas analisadas afetadas pelo fogo e controle.

	Fogo	Controle
Riqueza	100	81
Abundância	497	485
Dominância_D	0,0299	0,1164
Shannon_H	3,988	3,182
Equitabilidade_J	0,8659	0,7242
Chao-1	144,4	121,6

Através do teste de Mann-Whitney, com valor $U= 5665,5$ e o valor de $p= 0,006$, percebemos que não há diferença significativa entre os tratamentos comparados. De acordo com os valores e com a análise da figura 14B, nota-se que a área queimada apresenta uma diversidade ligeiramente maior de abelhas comparada à área controle.

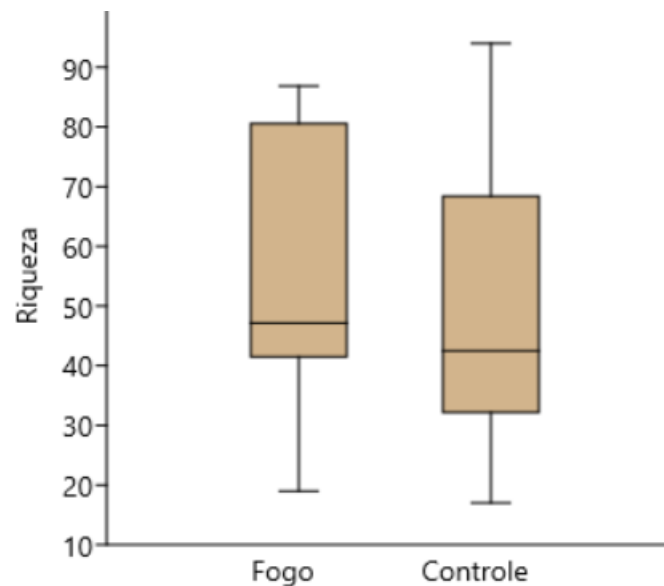


Figura 14A. Box-plot mostrando a variação da riqueza de espécies de abelhas entre as áreas afetadas pelo fogo e controle.

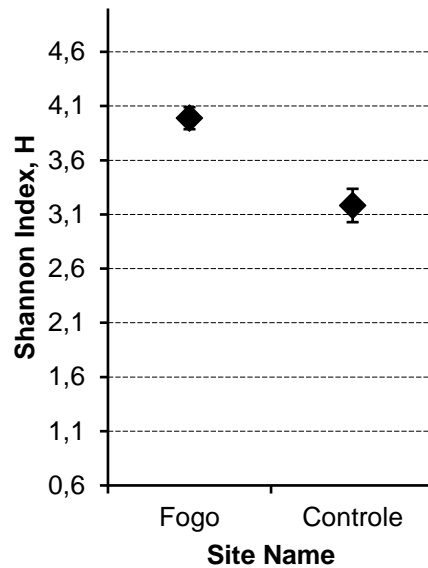


Figura 14B. Comparação entre índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') calculados para as áreas sujeitas ao fogo (Alfa fogo, Marinha fogo, Veterinária fogo, Cespe Fogo e Centro Olímpico) e áreas controle (Alfa controle, Marinha controle, Veterinária controle e Cespe controle), seguindo a proposta do teste t proposto por Hutcheson (1970).

Diversidade: áreas naturais x áreas urbanas

As áreas consideradas naturais apresentaram 625 indivíduos e as áreas urbanas somaram 341. A média de abundância de espécies foi aproximada entre as duas áreas, 5,33 e 2,91 para as áreas naturais e urbanas, respectivamente, e a variância dos dados de riqueza de espécies de abelhas foi maior nas áreas naturais (Fig. 14). As espécies mais abundantes na área natural foram *Trigona spinipes*, *Exomalopsis fulvofasciata* e *Centris spilopoda*, com 150, 88 e 67 indivíduos, respectivamente. Na área urbana destacou-se *Paratrigona lineata*, *Euglossa sp* e *Dialictus sp1* com 29, 24 e 20 indivíduos, respectivamente. A riqueza absoluta nas duas comunidades teve o mesmo valor: 81 espécies. Com relação às espécies exclusivas, foram contabilizadas 38 espécies para cada comunidade. As áreas com maior número de espécies exclusivas foram MF, MC e CC, com 8, 7 e 7 espécies, respectivamente.

As áreas urbanas apresentaram a maior diversidade e equitabilidade (H' = 3,859 e J = 0,8782, respectivamente), em comparação com as áreas naturais (H' =31,9%; e J =0,72) (Tabela 6). A dominância foi maior na comunidade natural (0,09465, ou seja, 9,5%) em comparação com a comunidade urbana (0,03158, ou seja, 3,1%).

As áreas naturais e urbanas compartilharam 81 espécies de abelhas, sendo 21 exclusivas das áreas naturais e 17 das áreas urbanas. Na análise de similaridade entre as áreas naturais e urbanas usando o índice de Sorensen (0.5413, ou seja 54,13% de similaridade) e Jaccard (0.3711, ou seja, 37,11% de similaridade).

Tabela 6. Valores de riqueza estimada e índices para as espécies de abelhas dentre as áreas analisadas na matriz urbana e matriz natural.

	Natural	Urbana
Riqueza	81	81
Abundância	635	347
Dominância_D	0,0946	0,0315
Shannon_H	3,197	3,859
Equitabilidade_J	0,7274	0,8782
Chao-1	104,6	101,3

Através do teste de Mann-Whitney, com o valor $U= 6914,5$ e o valor de $p= 0,7348$, percebemos que há uma diferença significativa entre as áreas analisadas.

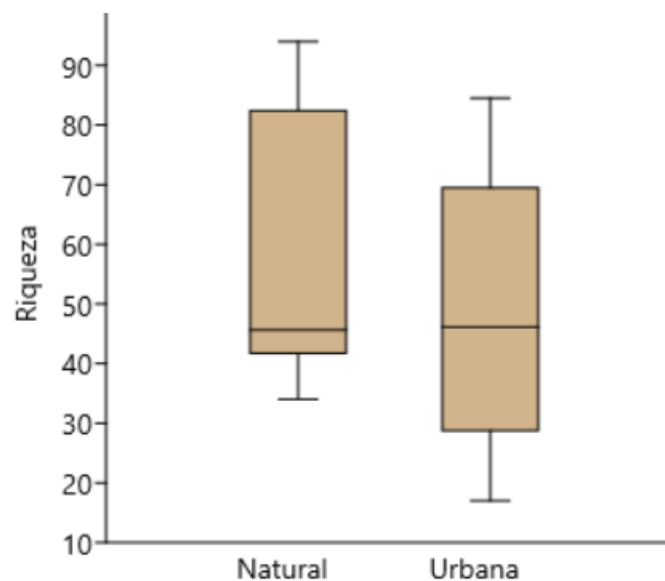


Figura 15A. Box-plot mostrando a variação da riqueza de espécies de abelhas entre as áreas controle (naturais) e urbanas.

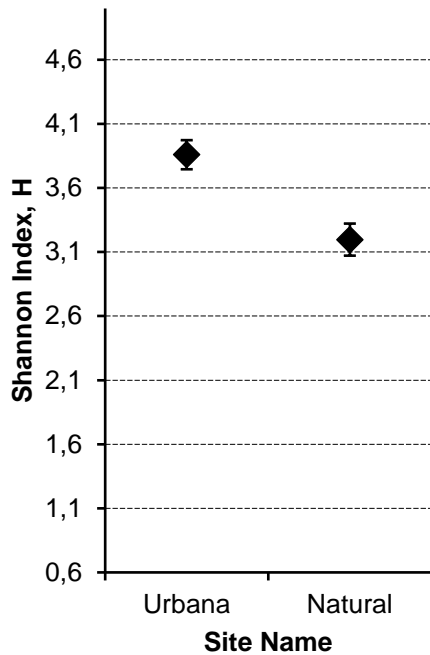


Figura 15B. Comparação entre índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') calculados para as áreas urbanas (Veterinária, Cespe e Centro Olímpico) e áreas naturais (Alfa e Marinha), seguindo a proposta do teste t proposto por Hutcheson (1970).

Diversidade: NC, NF, UC e UF

A área Natural Controle contabilizou o maior número de indivíduos coletados (390 ind.), seguida pela área Urbana Fogo (252 ind.), a Natural Fogo (245 ind.) e a Urbana Controle (95 ind.), respectivamente (**Tabela 7**). Com relação à distribuição, *Arhysoceble sp1*, *Exomalopsis fulvofasciata* e *Megachile sp8* só foram encontradas em áreas naturais. *Augochlora aff. mendax*, *Augochlora aurinasis*, *Augochlora australis*, *Augochlora daphnis*, *Augochlora esox*, *Augochlora (Augochlora) mourei*, *Augochlora sp*, *Augochlora sp*, *Augochlora sp3*, *Augochlorini sp3*, *Epanthidium tigrinum* e *Paroxystoglossa sp* só foram encontradas nas áreas inseridas na matriz urbana.

O maior valor de diversidade, 38%, foi encontrado nas comunidades urbanas sujeitas ao fogo (UF), seguido pelas áreas urbanas sujeitas ao fogo (UC). A área NC apresentou a maior abundância (390 indivíduos) nas coletas, entretanto, houve uma taxa maior de dominância (0,17, ou seja, 17%). Os valores de Chao-1 indicaram que as coletas contemplaram 41,5%, 30,5%, 20,6% e 84,6% do esperado para as áreas

NF, UF, NC e UC, respectivamente. Através da análise de variância, percebeu-se que o Controle Natural teve maior variação nos dados (Fig. 16).

Tabela 7. Valores de riqueza estimada e índices para a espécie de abelhas dentre as áreas analisadas na matriz Fogo (natural x urbana) e Controle (natural x urbana).

	NF	NC	UF	UC
Riqueza	63	61	67	41
Abundância	245	390	252	95
Dominância_D	0,066	0,173	0,032	0,053
Shannon_H	3,37	2,74	3,8	3,33
Equitabilidade_J	0,813	2,529	0,905	2,835
Chao-1	101,8	80,71	77	80,43

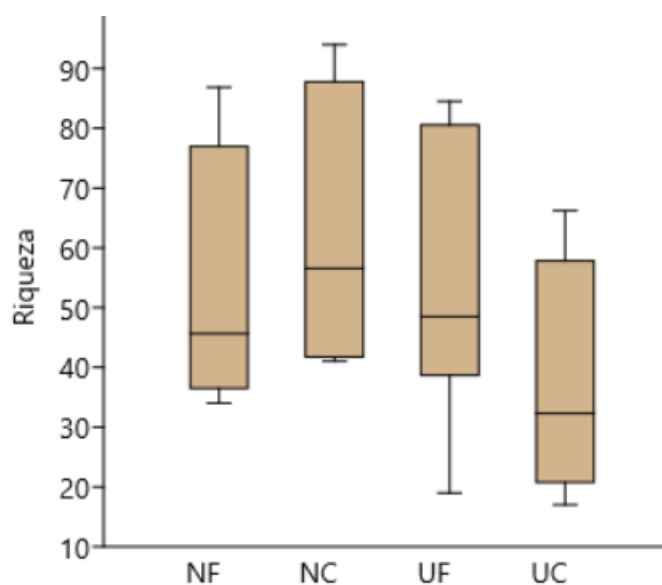


Figura 16. Box-plot mostrando a variação da riqueza de espécies de abelhas entre as comunidades analisadas.

O índice de Sorensen baseado apenas na composição de espécies foi de 0.7469, ou seja, 74,7% de similaridade entre as áreas. O valor de Jaccard foi de 0.4245, ou seja, 42,4% de similaridade. Através do teste Kruskal-Wallis, verificamos que existe diferença significativa na diversidade de abelhas coletadas nas quatro áreas NF, NC, UF e UC ($H_c = 18,12$ e o valor de $p = 0,0004158$). Sendo que as áreas urbanas controle estariam entre as que têm composição mais discrepante com as demais.

Display floral

Foram contabilizadas 8362 unidades florais distribuídas em 32 famílias de plantas. As famílias de plantas mais frequentes foram Erythroxylaceae, Euphorbiaceae, Lamiaceae e Myrtaceae, representando 23%, 17%, 13,3% e 10,3%, respectivamente. Euphorbiaceae foi a única família encontrada em todas as áreas amostradas. A família Asteraceae ficou restrita às áreas queimadas e a família Acanthaceae foi restrita às áreas urbanas (**Tabela 8**). As áreas naturais tiveram os maiores valores de abundância e diversidade (**Tabela 9**).

A similaridade baseada apenas na riqueza foi estimada em 77% (Sorensen= 0,7717) e Jaccard foi de 27% (Jaccard= 0,2730). Quando levada em consideração a abundância e riqueza conjuntamente, a similaridade foi de 51% (C19=U19 q=1, Horn). A riqueza de espécies de plantas foi menor em CC, enquanto AC apresentou a maior diversidade de plantas.

A análise do teste Kruskal-Wallis demonstrou uma diferença significativa entre o display floral das diferentes áreas analisadas ($H_c= 31,56$ e valor de $p= 0,0001116$). Assim, aceitamos que existe diferença significativa na composição floral entre as diferentes áreas analisadas.

Tabela 8. Lista das famílias de plantas por cada uma das nove áreas amostradas (MF: Marinha Fogo; MC: Marinha Controle; AF: Alfa Fogo; AC: Alfa Cerrado; CF: Cespe Fogo; CC: Cespe Controle; VF: Veterinária Fogo; VC: Veterinária Controle; CO: Centro Olímpico).

	MF	MC	AF	AC	CF	CC	VF	VC	CO
Acanthaceae	0	0	0	0	2	2	6	1	0
Amaranthaceae	0	0	21	0	0	0	0	0	0
Apiaceae	0	0	0	27	0	0	0	0	0
Apocynaceae	0	0	2	0	0	6	0	0	4
Arecaceae	7	12	0	0	0	0	0	0	0
Asteraceae	39	22	24	0	282	0	0	0	21
Bignonaceae	2	7	0	102	4	0	0	0	0
Burmanniaceae	6	0	0	0	0	0	0	0	0
Calophyllaceae	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Chrysobalanaceae	0	0	22	10	0	0	0	0	0
Cyperaceae	41	48	59	0	0	0	0	0	0
Dilleniaceae	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Erythroxylaceae	0	8	1052	891	0	7	0	0	0
Euphorbiaceae	201	123	0	0	306	0	5	2	229
Fabaceae	2	0	18	27	50	0	0	1	4
Iridaceae	0	106	0	0	0	0	4	0	0

Lamiaceae	7	11	892	147	55	0	0	0	0
Lythraceae	70	7	199	46	49	0	0	3	83
Malpighiaceae	495	84	14	180	0	0	0	0	0
Malvaceae	0	10	19	28	70	1	0	0	20
Maphigiaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	10
Melastomataceae	0	0	0	23	0	0	0	0	0
Myrtaceae	213	660	53	438	3	62	0	0	0
Oxalidaceae	10	3	0	20	36	1	2	6	23
Passifloraceae	0	0	12	0	0	0	0	0	0
Polygalaceae	19	29	0	0	0	0	0	0	0
Rubiaceae	14	0	0	0	0	0	0	0	70
Sapindaceae	0	0	0	100	0	0	0	0	0
Solanaceae	0	0	7	32	0	0	0	1	0
Turneraceae	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Verbenaceae	0	0	0	30	29	0	0	0	0
Violaceae	0	100	46	0	0	0	0	0	0

Tabela 9. Métricas de composição (taxa S e indivíduos), índices de diversidade (Shannon-H', Simpson 1-D, dominância, equitabilidade_J) e riqueza estimada (chao-1). das nove áreas amostradas (MF: Marinha Fogo; MC: Marinha Controle; AF: Alfa Fogo; AC: Alfa Cerrado; CF: Cespe Fogo; CC: Cespe Controle; VF: Veterinária Fogo; VC: Veterinária Controle; CO: Centro Olímpico).

	MF	MC	AF	AC	CF	CC	VF	VC	CO
Riqueza (famílias)	16	16	15	15	11	7	4	6	9
Abundância	1130	1230	2440	2101	886	80	17	14	464
Dominância_D	0,266	0,3193	0,328	0,2418	0,2397	0,615	0,2803	0,2653	0,3023
Shannon_H	1,692	1,692	1,464	1,876	1,726	0,8615	1,32	1,537	1,531
Equitability_J	0,6103	0,6103	0,5407	0,6927	0,72	0,4427	0,952	0,8577	0,6967
Chao-1	16	16	15	15	11	8,5	4	7,5	9

Ao analisar a composição floral entre as áreas Fogo e Controle, obtivemos uma abundância de 4937 e 3425 unidades florais, respectivamente (**tabela 10**). As unidades florais das áreas sujeitas ao fogo apresentaram diversidade maior ($H' = 2,313$) e menor dominância ($D = 0,1328$) quando comparada às áreas controle ($H' = 2,152$ e $D = 0,1989$) (Fig.17). Através do teste de Mann-Whitney Whitney, onde $U = 9$ e $p = 0,9025$, aceitamos que existe uma diferença significativa na composição floral de áreas queimadas e áreas controle.

As famílias Asteraceae e Euphorbiaceae tiveram ocorrência maior em áreas Fogo, com 95,3% e 85,5% de frequência, respectivamente.

Tabela 10. Valores de riqueza estimada e índices para as famílias de plantas dentre as áreas analisadas que funcionaram como controle e afetadas pelo fogo.

Coluna1	Fogo	Controle
Riqueza	28	26
Abundância	4937	3425
Dominância_D	0,1328	0,1989
Shannon_H	2,313	2,152
Equitabilidade_J	0,6941	0,6605
Chao-1	28	26

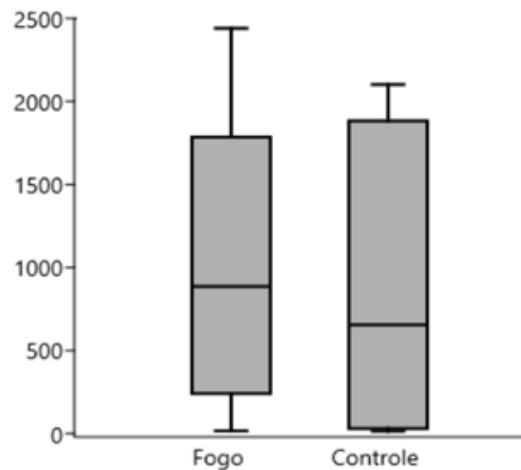


Figura 17. Box-plot mostrando a variação da abundância de unidades florais entre as áreas afetadas pelo fogo e as áreas controle.

As áreas Naturais e Urbanas tiveram abundância de 6901 e 1461 unidades florais contabilizadas, respectivamente (**tabela 11**). A abundância de unidades florais em áreas naturais foi quatro vezes maior que em áreas urbanas. Áreas naturais apresentaram uma riqueza de 30 famílias, enquanto áreas urbanas apresentaram 18. Em áreas naturais a dominância foi menor ($D= 0,1614$, ou seja, 16,14%) e a diversidade maior ($H'= 2,232$) (Fig. 18). Através do teste de Mann-Whitney, onde $U= 293,5$ e valor de $p= 0,0011$, aceitamos a H_0 de que as áreas analisadas têm composição floral idêntica.

Algumas famílias tiveram maior ocorrência em áreas naturais, tais como Cyperaceae, Malpighiaceae e Myrtaceae com 100%, 99%, 100% e 95,4% de frequência, respectivamente.

Tabela 11. Valores de riqueza estimada e índices para as famílias de plantas dentre as áreas analisadas naturais e urbanas.

Coluna1	Natural	Urbana
Riqueza	30	18
Abundância	6901	1461
Dominância_D	0,1614	0,2029
Shannon_H	2,232	2,012
Equitabilidade_J	0,6564	0,6959
Chao-1	30	19

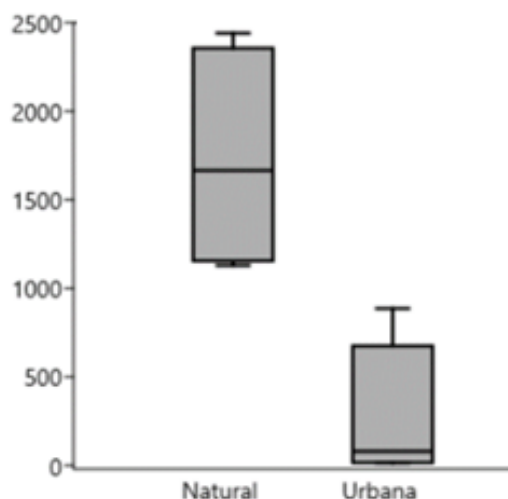


Figura 18. Box-plot mostrando a variação da abundância de unidades florais entre as áreas naturais e as áreas urbanas.

Quando comparada a abundância de unidades florais (display) entre as quatro áreas (NF, NC, UF e UN), as áreas NF, Natural Fogo, tiveram a maior taxa de abundância, com 3570 unidades florais contabilizadas, representando 42,6% do total (Fig.19). As coletas na área urbana natural contemplaram 78,5% do esperado, ou seja, não atingiram 100% (**tabela 12**). Através do teste Kruskal-Wallis, onde $H_c = 22,78$ e valor de $p = 4,471E^{-05}$, verificamos que existe diferença significativa entre a composição floral analisada das quatro áreas.

Tabela 12. Valores de riqueza estimada e índices para as famílias de plantas dentre as quatro áreas analisadas: natural fogo-NF; natural controle-NC, urbana fogo-UF e urbana natural-UN.

Coluna1	NF	NC	UF	UN
Riqueza	24	23	15	11
Abundância	3570	3331	1367	94
Dominância_D	0,1864	0,1964	0,2272	0,4531
Shannon_H	2,01	2,14	1,86	1,33
Equitabilidade_J	0,63	0,684	0,689	0,55
Chao-1	24	23	15	14

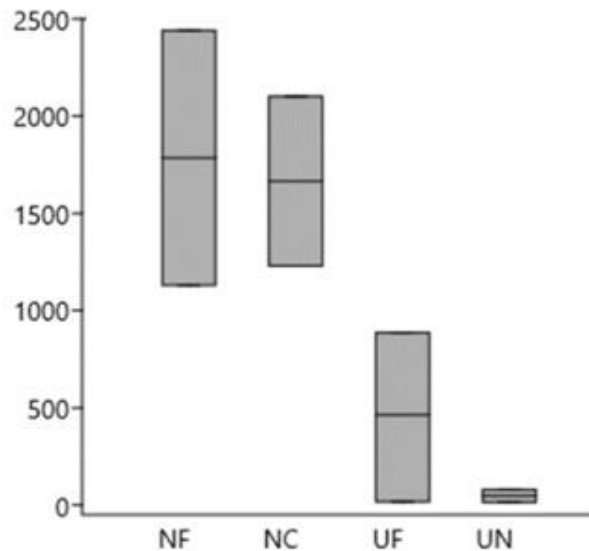


Figura 19. Box-plot mostrando a variação da riqueza de famílias de plantas entre a área natural fogo-NF, natural controle-NC, urbana fogo-UF e urbana controle-UC.

Com relação às cores, as flores brancas foram mais frequentes em todas as áreas amostradas. Chao-1 indica que os valores de riqueza encontrados estão dentro do esperado, exceto em áreas UN. Flores vermelhas e marrons tiveram frequência menor (Fig. 20). Através da análise do teste Kruskal-Wallis, $H_c = 16,84$ e valor de $p = 0,03178$, percebemos que a diferença entre as cores encontradas nas diferentes áreas é significativa.

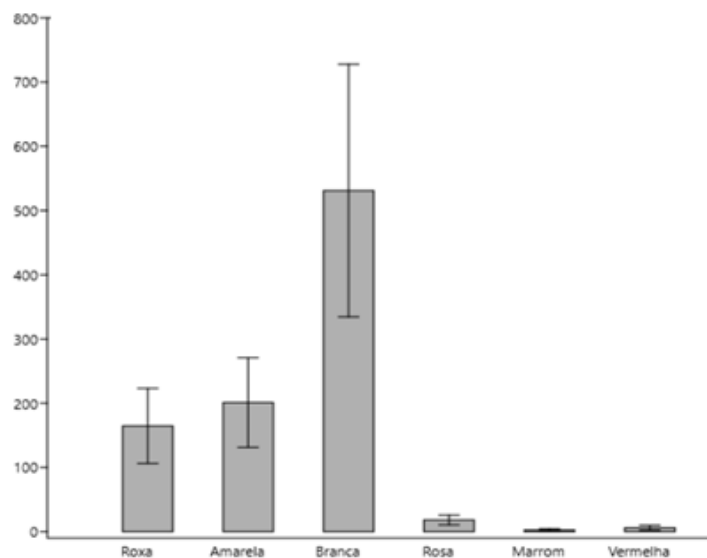


Figura 20. Histograma mostrando a variação da abundância de unidades florais dentre as cores avaliadas.

De acordo com a **Tabela 13**, percebe-se que os maiores valores de coleta de abelhas e plantas encontram-se em áreas naturais (MF, MC, AF e AC). Com a análise de regressão linear (Fig. 21), percebemos uma relação positiva entre a abundância de plantas e abelhas em todas as áreas analisadas.

Tabela 13. Valores brutos de abundância de abelhas e plantas em cada área amostrada estimada e índices para as cores das plantas coletadas em todas as áreas amostradas.

Áreas	Abelhas	Plantas
MF	154	1130
MC	141	1230
AF	91	2440
AC	249	2101
CF	104	886
CC	74	80
VF	24	17
VC	21	14
CO	124	464
Indivíduos	982	8362
Taxa S	119	31
Dominância_D	0,152	0,2026
Simpson_1-D	0,848	0,7974
Shannon_H	2,004	1,721
Equitabilidade_J	0,9122	0,7851
Chao-1	9	9

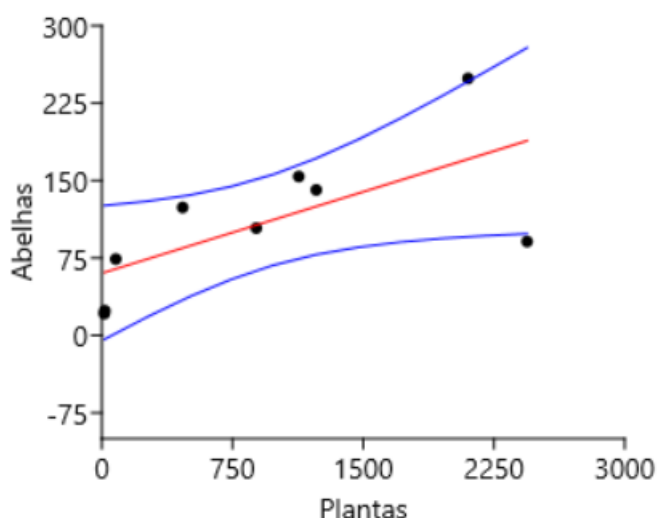


Figura 21. Análise de regressão simples linear mostrando uma relação positiva entre abundância de plantas e riqueza de abelhas.

De acordo com a lista de distribuição de abelhas coletoras de óleo nas áreas amostrais (**Tabela 14**), constatamos uma abundância de 131 indivíduos capturados, 89,7% do total delas, em áreas naturais (Fig 22). Com relação às diferenças entre áreas Fogo e Controle, as abundâncias foram 75 e 71, respectivamente, não apresentando diferença significativa entre elas.

Tabela 14. Lista de espécies de abelhas coletoras de óleo amostradas em cada área de estudo (Marinha Fogo-MF; Marinha Controle-MC; Alfa Fogo-AF; Alfa Cerrado-AC; Cespe Fogo-CF; Cespe Controle-CC; Veterinária Fogo-VF; Veterinária Controle-VC; Centro Olímpico-CO).

Espécies	MF	MC	AF	AC	CF	CC	VF	VC	CO	TOTAL
<i>Arhysoceble</i> sp1	14	8	2	2	0	0	0	0	0	26
<i>Arhysoceble</i> sp2	1	0	1	0	0	0	0	0	1	3
<i>Centris aenea</i>	0	2	0	0	0	1	0	0	0	3
<i>Centris fuscata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Centris lutea</i>	1	2	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Centris nitens</i>	1	3	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Centris</i> sp	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Centris spilopoda</i>	32	35	0	0	1	0	0	0	1	69
<i>Centris tarsata</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	0	2
<i>Centris varia</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Epicharis</i> (<i>Epicharoides</i>)										
<i>albofasciata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Epicharis bicolor</i>	1	1	0	1	0	1	0	0	0	4
<i>Epicharis cockerelli</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Epicharis</i> <i>xanthogastra</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Paratetrapedia</i> <i>lineata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Paratetrapedia</i> <i>punctata</i>	4	4	3	3	0	1	0	0	0	15
<i>Tetrapedia</i> sp1	0	0	1	1	1	0	0	0	2	5
<i>Tetrapedia</i> sp2	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2
<i>Tropidopedia</i> <i>punctifrons</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Xanthopedia</i> sp1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Xanthopedia</i> sp2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
	57	59	8	7	5	5	0	0	5	146

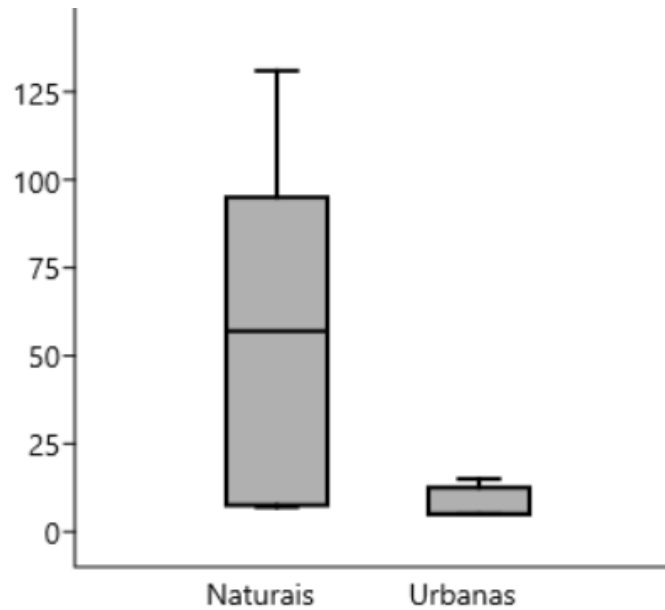


Figura 22. Box-plot mostrando a variação da abundância de abelhas coletoras de óleo entre as áreas naturais e áreas urbanas.

5. DISCUSSÃO

Concluimos que a urbanização tem maior impacto sobre a diversidade de abelhas e relacionamos esse fato a composição floral que, além de diferente daquela encontrada em áreas naturais, tem uma abundância significativamente menor nas áreas urbanas. Os nossos dados corroboram a revisão realizada por Hernandez et al. (2007) que identificaram que a riqueza de espécies de abelhas foi menor em áreas urbanas em comparação com habitats naturais. A partir da análise de agrupamento, verificamos que as áreas urbanizadas compõem um mesmo cluster e isso é indicativo de que a urbanização (e a distância espacial entre as áreas) exerce maior influência sobre as assembleias de abelhas do que o fator fogo isoladamente.

Áreas urbanas apresentaram uma abundância menor de espécies de abelhas especialistas na coleta de óleo, o que seria um indicativo de que áreas urbanas favorecem abelhas mais generalistas do que especialistas. A abundância e, em alguns levantamentos, a riqueza de espécies de abelhas nidificantes em cavidades foi maior em áreas urbanas e a diversidade e/ou abundância de espécies de abelhas especializadas diminuiu nas áreas urbanas, isso muitas vezes coincidiu com uma diminuição das espécies de abelhas que nidificam no solo (Hernandez et al. 2009). Silveira & Campos (1995) chegaram à conclusão de que existe uma relação entre a

abundância e riqueza em espécies de tribos de abelhas coletoras de óleo (Centridini, Tapinotaspidini e Tetrapediini) e a riqueza em espécies de Malphighiaceae (cujas flores produzem o óleo procurado pelas abelhas). Modificações na composição vegetal nativa que levem à redução da quantidade de plantas desta família poderia, portanto, causar um decréscimo na abundância e riqueza de espécies de abelhas coletoras de óleo, o que corrobora com as nossas conclusões. Muitos dos levantamentos de abelhas em áreas urbanas indicaram que as abelhas especialistas florais são escassas em habitats urbanos (Cane 2005; Frankie et al. 2005; Cane et al. 2006; McFrederick e LeBuhn 2006; Fetrige et al. 2008; Frankie et al. 2009). À medida que o desenvolvimento urbano substitui o habitat nativo ou remanescente, a diversidade de plantas tende a diminuir e/ou ser substituída por uma combinação de espécies nativas e não nativas ou hortícolas (Frankie et al. 2009).

Quanto aos efeitos do fogo associados à urbanização, as áreas com estes efeitos somados (UF), e, portanto, referentes a ambientes mais perturbados, sugerem uma abundância maior de abelhas sociais. Provavelmente isso poderia indicar que esse tipo de ambiente favorece comportamentos mais colaborativos, como os das abelhas sociais, que se ajudariam mutuamente e dividiriam os recursos disponíveis. Gêneros de abelhas sociais como *Augochlora* e *Augochloropsis* foram coletados exclusivamente em áreas consideradas urbanas. Abelhas altamente sociais dos gêneros *Apis* e *Paratrigona* foram coletadas nos dois tipos de ambientes, entretanto, houve uma abundância ligeiramente maior nas áreas urbanas. Cardoso e Gonçalves (2018) concluíram que em áreas urbanas existe uma tendência ao aumento de abundância de abelhas sociais e maiores, que nidificam em cavidades. A observação de que o gênero *Xylocopa*, que contém algumas das maiores abelhas coletadas, só foi encontrado dentro da área natural, não sendo encontrado nas áreas urbanas, o que iria de encontro aos resultados de Cardoso e Gonçalves (2018) com relação ao tamanho. Talvez mais coletas precisassem ser feitas para confirmar essa tendência.

Supomos que a capacidade de voo da grande maioria das espécies das abelhas amostradas é suficiente para que estas forrageiem nas áreas afetadas pelo fogo, de modo que o tamanho das parcelas afetadas pelo fogo não foi significativo a ponto de eliminar a presença das abelhas nestas áreas. Fragmentos vegetais preservados contiguamente às áreas perturbadas seriam importantes para a manutenção do fluxo de abelhas. As maiores abelhas coletadas em todo o trabalho, pertencentes aos gêneros *Xylocopa* e *Bombus*, só foram encontradas nas áreas

naturais queimadas, em baixa frequência. Isso poderia indicar que, por voarem a maiores distâncias, poderiam ser as primeiras a retornarem as áreas recém-queimadas. Borges (2020) relacionou positivamente o tamanho corporal das abelhas à distância percorrida por elas. Assim, uma das explicações possíveis para as diferenças encontradas entre os dois trabalhos realizados em áreas próximas, IBGE e Área Alfa da Marinha, poderia ser a diferença no tamanho das abelhas e as distâncias que elas são capazes de percorrer. Pereira- Peixoto et al. (2014) observaram que há um intenso fluxo de spillover de abelhas e vespas dentre áreas rurais e urbanas devido à distinta disponibilidade de recursos. A capacidade de voo das abelhas varia entre 100 metros para abelhas pequenas solitárias a até 5 km para abelhas médias a grandes sociais (Osborne et al. 2008; Hoffmann et al. 2020), o que sugere que o efeito do fogo seria mais deletério sobre abelhas pequenas que não teriam capacidade de colonizar rapidamente novas áreas de diâmetro superior a estes valores de voo.

No que diz respeito à riqueza, constatamos que o número de espécies de abelhas de áreas queimadas foi maior do que de áreas não queimadas, assim como o índice de diversidade, embora essa diferença não tenha sido estatisticamente significativa. Apesar desse resultado ir contra a maioria dos estudos, ele corrobora com a tese de Lillie (2011) sobre a influência do fogo na estrutura de comunidades de abelhas em ambientes xéricos que sugeriu que, nos primeiros anos pós-fogo, a abundância de abelhas não diferia entre áreas queimadas e não queimadas. Apesar de não incluir a análise da cobertura vegetal, Ulyshen et al. (2021) também obteve uma maior riqueza e diversidade de abelhas em áreas queimadas, apesar de sua análise ser direcionada para as abelhas que nidificam no solo.

O número de espécies exclusivas em áreas sujeitas ao fogo foi 66% maior do que em áreas controle, indicando que o habitat queimado poderia oferecer maiores condições de permanência para as abelhas. Essa sugestão é corroborada pelo fato de a taxa de dominância de espécies de abelhas ser $\frac{1}{5}$ do valor correspondente a áreas controle. Este dado sugere que as áreas queimadas poderiam abrir nichos e ampliar as possibilidades de forrageamento por um número maior de espécies, estimulando a presença de espécies generalistas (Baronio et al. 2020). Locais recentemente queimados apresentariam maior abundância de espécies de abelhas generalistas (Peralta et al. 2017). Ao analisar o trabalho de Freitas (1998), percebemos que a composição de abelhas nas áreas naturais amostradas pode ter

sofrido alterações nos últimos anos. Apesar das áreas do IBGE serem geograficamente próximas da área Alfa da Marinha, houve diferença entre as espécies encontradas.

Em um trabalho realizado por Santos et al. (2013), comparando comunidades de abelhas entre áreas queimadas e não queimadas, encontrou-se 67 espécies exclusivas de áreas não queimadas, sendo que a maior parte delas foi coletada através de coleta ativa. O dado interessante é que das 21 espécies exclusivas de áreas queimadas, 20 nidificam em cavidades no solo. Em muitos habitats o fogo destrói a vegetação, gerando condições mais secas durante o primeiro ano após o fogo, conseqüentemente há uma maior disponibilidade de solos descobertos, levando a um aumento de espécies que constroem seus ninhos abaixo do solo (Potts et al. 2005). Espécies de abelhas que nidificam no solo, como as dos gêneros *Ceratina*, *Megachile* e *Paratrigona*, tiveram um aumento discreto em abundância nas áreas sujeitas ao fogo. De acordo com Cane e Neff (2011), as abelhas do gênero *Megachile* deveriam ter sido afetadas negativamente pelo fogo por fazerem ninhos mais rasos e, portanto, mais sensíveis, entretanto, não observamos essa redução.

Não observamos variação significativa na abundância do grupo de abelhas do gênero *Ceratina*. Esse grupo deveria ter sofrido um efeito negativo com a passagem do fogo por construírem seus ninhos em galhos e ramos que são queimados, por não terem um isolamento contra o calor e chamas do fogo (Cane e Neff 2011). A espécie *P. lineata* (tribo: Meliponini) esteve presente em quase todas as áreas, mas o fato de construírem ninhos subterrâneos, podendo ocupar ninhos vazios de formigas, pode ter favorecido a sua permanência em áreas recém queimadas (Laroca et al. 1989). Em um trabalho de revisão, Carbone et al. (2019) constatou que o fogo favorece o aumento da abundância de abelhas sociais e abelhas que nidificam no solo, de acordo com as previsões anteriores do estudo.

Os dados de abundância da espécie *T. spinipes* surpreenderam por serem totalmente discrepantes dos demais. Deduzimos que a abundância da espécie *Trigona spinipes* em AC equivale a uma única colônia encontrada quase que exclusivamente na área Alfa Controle, que é paralela a área Alfa Fogo. Provavelmente o fogo teve efeito dispersor nessa colônia, pois a construção de seus ninhos é externa e fez com que os indivíduos se deslocassem para uma área mais estável. As abelhas eussociais, como a *T. spinipes*, apresentam a capacidade de comunicar umas às outras sobre as fontes de alimento e possuem colônias populosas (Lindauer e Kerr

1960), possibilitando o aparecimento de um número elevado de indivíduos dentro de uma única colônia (Sakagami e Matsunaga 1967). A ausência do fogo e a presença de troncos de árvores na área adjacente poderiam fornecer abrigo para *T. spinipes* (de Deus e Oliveira 2016).

Percebemos que uma abundância discretamente maior de abelhas sociais em ambientes urbanos e áreas sujeitas ao fogo, tais como as dos gêneros *Apis*, *Paratrigona*, *Geotrina*, *Plebeia* e *Tetragonisca*. A família Apidae foi a mais representativa nas coletas. O que não é novidade, já que estudos sobre a diversidade de abelhas e interações com as plantas nativas nas áreas de cerrado (Martins 1990; Pedro 1992; Silveira e Campos 1995; Carvalho e Bego 1996; Mateus 1998; Anacleto 2005), ressaltam especialmente o grande número de indivíduos da família (D'Avila 2008). As abelhas dessa família são conhecidas por serem organismos altamente eussociais (Michener 2007). Abelhas eussociais, como *Apis mellifera* e *T. spinipes*, são menos sensíveis à variação de temperatura e umidade, sendo importantes polinizadores nos períodos mais secos e com menos recursos disponíveis (D'Avila e Marchini 2008). Além disso, são conhecidas por serem altamente generalistas, podendo interagir com vários grupos de espécies e atuar como espécies conectoras em redes de interação (Giannini 2015; Peralta et al. 2017).

Dialictus sp1 apareceu em quase todas as áreas, sendo um dos gêneros encontrados mais frequentemente em áreas com distúrbio: sujeitas ao fogo e urbanas. Este gênero apresenta dominância em vários estudos com armadilhas de pan trap (Cane et al. 2000; Krug e Alves do Santos 2008). Poderíamos associar a dominância deste gênero em ambientes urbanos porque trata-se de áreas menores que foram afetadas pelo fogo, com maior chance de forrageamento destas abelhas a partir de áreas vizinhas, como foi observado por Cane et al. (2000) para áreas fragmentadas.

Comparativamente aos ambientes naturais, as áreas VC, VF, CC e CF têm uma riqueza nitidamente menor, principalmente de abelhas oligoléticas. Estas áreas não são consideradas protegidas e têm efeito antrópico intenso, com todas suas bordas em contato direto com fluxo de carros e pessoas, depósito de entulho e lixo. A área do Centro Olímpico, CO, apesar de estar dentro da matriz urbana, é considerada uma área protegida, inclusive, é considerada Estação Ecológica de UnB. Através dos resultados dessa última área, percebemos que existe uma conservação mínima, o que permite inferir que alguma forma de preservação pode ser significativa para as abelhas do Cerrado.

O método de coleta com copos não representa um método adequado para avaliar abelhas das orquídeas, o que foi observado pela coleta somente duas espécies. Porém, estas abelhas foram encontradas em maior abundância nas áreas naturais, ao invés de áreas urbanas. De acordo com alguns estudos, existe uma tendência de aumento na proporção de espécies Euglossini em áreas com distúrbios (Laroca et al. 1982; Milet-Pinheiro e Schlindwein 2005; Maia e Silva 2008). Este grupo de abelhas não foi bom para indicar efeitos de alteração da paisagem no cerrado savânico, apesar de Mendes et al. (2008) julgá-las adequadas para condução de estudos que avaliem os efeitos diretos e indiretos das alterações ambientais. Assim, a riqueza nas populações de abelhas de orquídeas estaria associada de forma positiva à complexidade ambiental (Antonini et al. 2016; Lourenço et al. 2020).

Os dados aqui apresentados sugerem uma eficiência satisfatória do método de coleta com copo colorido dentre as áreas analisadas, com valores entre 17 e 50 espécies, e abundância entre 21 e 249 indivíduos, dentre as áreas mais alteradas urbanas e áreas naturais. As armadilhas de copos são mais comumente utilizadas como técnica de coleta na América do Norte e sua utilidade como ferramenta comparativa é significativa quando comparada com o uso de rede entomológica, que apresenta o viés da eficiência do coletor. No Brasil, é mais comum o uso de redes entomológicas devido a tradição do método sugerido por Sakagami e colaboradores (1967) e a possibilidade de sugerir interações com as plantas (Anacleto 2005; Andena et al. 2005; Campos 2005; Vieira et al. 2008; Freitas 2009; Baronio et al. 2021). Em sua maioria, estes estudos envolvem exclusivamente redes entomológicas ao invés de fazer uso de outros métodos de coleta associados (Pinheiro-Machado & Silveira 2006; Moreira et al. 2016). Em uma análise sobre a eficiência de diferentes técnicas de coleta, Krug e dos Santos (2008) chegaram a coletar mais de 15% da fauna local exclusivamente com o uso das armadilhas de copos. Este dado é relevante, apesar de ter sido obtido com um esforço amostral maior e ter sido realizado em Mata de Araucária. Como optamos pelo uso exclusivo de copos, chegamos à conclusão de que os nossos dados de riqueza e abundância de abelhas foram muito acima de outros estudos feitos no país usando somente armadilhas com copos coloridos (Viana e Lourenço 2020; 187 abelhas de 15 espécies; Krug e dos Santos 2008: 346 abelhas de 72 espécies). As armadilhas de queda com cores atrativas em longos períodos de cinco a dez dias em campo tem sua eficiência aumentada e demonstram ser uma boa opção para estudos de inventário rápido, como o realizado aqui durante dois meses.

Através da análise das 119 espécies de abelhas capturadas, percebemos uma eficiência na coleta em termos de riqueza, entretanto, várias espécies tiveram frequências baixas ou iguais a zero, dependendo da área. As comunidades acabaram seguindo o mesmo padrão geral observado em áreas neotropicais: apresentando muitas espécies com poucos indivíduos e poucas espécies com muitos indivíduos (Preston 1948, 1960). Um padrão para comunidades de abelhas parece ser o de que existem poucas espécies com grande abundância e muitas espécies com apenas alguns indivíduos (Magurran 1988). Myers (1987) reconheceu que diversas espécies de insetos polinizadores têm densidades populacionais baixas e participam de relações ecológicas estreitas, o que aumenta a chance de extinção das mesmas. Esse padrão ainda se mantém mesmo não considerando as espécies eussociais (Pinheiro-Machado et al. 2002). Isso pode ser notado pelo número de ocorrências de espécies com aparições únicas, representando 31,9% do total de espécies coletadas, representadas por apenas um espécime.

Houve um volume discretamente maior de abelhas coletadas em áreas queimadas, mas não o suficiente para ser considerado significativo. Como forma de economizar energia, as abelhas usam um fotorreceptor ao sobrevoarem as flores e, quando se aproximam do alvo, elas ativam os outros fotorreceptores para o contraste, o brilho e a saturação que as flores emitem (Martins et al. 2021). De acordo com Santos (2013), os pratos funcionam como modelos florais de atração, assim, em áreas queimadas, eles simulam as flores, podendo ficar mais evidentes em meio a vegetação queimada, atraindo mais abelhas. Um contraste gerado entre o fundo e a cor das flores é importante para que elas se tornem mais visíveis e possam atrair as abelhas (Martins et al. 2021). Assim, não ficou evidente que, em áreas com a interferência da vegetação florida, haveria uma taxa menor de captura como sugerido por Santos (2013).

Observamos a preferência das abelhas pelas armadilhas de cor azul, o que corrobora com Campbell (2007) que sugere que as armadilhas pan traps de cor azul coletam significativamente mais Hymenoptera que outras cores de armadilha. Campbell (2007) alertou que a cor e o tipo de armadilha influenciam diretamente nos dados de abundância e diversidade de vários grupos de insetos. O grau de atração para uma cor ou uma série de cores é provavelmente o maior determinante da quantidade de insetos alados que podem ser capturados por essas armadilhas que, na essência, atuam como modelos florais neste tipo de coleta (Dafni et al. 2005).

Dentre as cores usadas (azul, amarelo e branco), a cor azul tem o menor comprimento de onda, o que poderia explicar a preferência das abelhas por essa cor, já que elas têm fotorreceptores para o verde, o azul e o ultravioleta (Chittka 1994).

Não observamos relação específica entre as preferências das famílias de abelhas e as cores das armadilhas, e de uma forma geral os copos tiveram uma amostragem significativa das diversas famílias mais comuns no cerrado, sem tendência a um desvio para uma ou outra. Leong e Thorp (1999) observaram que as três cores podem capturar indivíduos de todas as famílias, mas com certa especificidade para alguns grupos como, por exemplo, o azul atrairia mais Apidae, o branco, mais Halictidae e o amarelo mais Andrenidae. Essa variação não foi observada nas nossas análises.

Display floral

Observamos que as famílias mais comuns nas áreas amostradas com efeito do fogo (ex: Erythroxylaceae, Euphorbiaceae, Lamiaceae e Myrtaceae) não são exatamente as mesmas nos estudos com coleta diretamente nas flores (Asteraceae, Leguminosae, Malpighiaceae, Rubiaceae, Vockysiaceae, Styracaceae, Solanaceae, Bignoniaceae, Melastomataceae, entre outras) (Campos 1989; Silveira 1988; Carvalho 1990; Martins e Melo 2013), sugerindo que a disponibilidade de recursos florais após o fogo é distinta do padrão mais comum de famílias melitófilas.

A família Malpighiaceae só foi encontrada nas áreas naturais, o que possivelmente se correlaciona positivamente com a abundância muito maior de abelhas coletoras de óleo nas mesmas áreas. Este fator indica uma forte influência da urbanização sobre aquelas espécies que dependem de relações específicas, como é o caso da família Malpighiaceae e abelhas oligoléticas (Graf et al. 2022). A abundância de plantas em espaços urbanos equivale a apenas 21% da abundância de espaços naturais. O efeito da urbanização está relacionado a uma mudança drástica na diversidade da cobertura vegetal (Theodorou et al. 2020).

No nosso estudo, concluímos que em ambientes naturais, existe uma tendência maior ao aparecimento de relações de polinização mais específicas. Em um estudo feito ao longo de duas décadas, no qual foi medido o efeito da ausência do fogo no processo de sucessão ecológica e consequente composição das abelhas (de Deus e Oliveira 2006). Neste trabalho, é possível notar o efeito indireto do fogo sobre o grupo

das abelhas e o aumento da diversidade vegetal, com destaque para as plantas com sistemas de polinização mais específicos e a diminuição do domínio de determinadas espécies vegetais (de Deus e Oliveira 2006). A densidade relativa de plantas polinizadas apenas por abelhas pequenas e médias aumenta e a relevância da polinização por abelhas pequenas se torna maior nas formações florestais semidecíduas (de Deus e Oliveira 2006). A polinização realizada por abelhas pequenas e médias é frequente em áreas de cerrado denominadas “*sensu stricto*” (Oliveira e Gibbs 2000; Borges 2000), entretanto, em áreas mais preservadas, ela se torna ainda mais frequente (de Deus e Oliveira 2016). A supressão de fogo, a sombra formada pelas árvores e, até mesmo, os troncos de árvores poderiam fornecer abrigo para essas abelhas e, até certo ponto, explicar a tendência que foi observada após 20 anos de análise (de Deus e Oliveira 2016).

Causados acidental ou criminosamente, os incêndios antrópicos em fragmentos urbanos de cerrado e nas margens de estrada têm potencial mais deletério pois, em geral, são mais frequentes e queimam a área completamente, impedindo o efeito *spillover* das abelhas de outras áreas contíguas. Segundo Theodorou et al. (2020), as áreas urbanas fragmentadas têm uma perda significativa de diversidade de abelhas e de plantas. Com esta potencial perda de espécies somada ao efeito do fogo recorrente é esperado que seja muito deletério para estas áreas. Segundo Ramos-Neto e Pivello (2000) queimadas naturais especialmente por raios são raras e com efeito restrito, com pouco impacto na diversidade local.

A família Asteraceae foi mais frequente em áreas queimadas e esse fator poderia ser um mecanismo de atração de polinizadores para estas áreas impactadas. Asteraceae é uma família das mais diversas nas savanas neotropicais e altamente atrativa para abelhas (Santos et al. 2019). O fogo pode estimular algumas espécies desta família, mas, quando é recorrente, pode ter efeito deletério, sugerindo que, nas áreas urbanas que sofrem mais com o fogo recorrente, pode existir uma mudança significativa na composição e disponibilidade desta família (Galíndez 2009; Fidelis 2021).

Com relação às cores das flores coletadas, 57% das unidades florais contabilizadas no nosso trabalho eram brancas. A coloração das flores brancas está dentro do que poderíamos considerar para a caracterização da síndrome floral melitófila. Isso corrobora com a pesquisa de Martins (2021) que diz que, em geral, as abelhas preferem flores que reflitam comprimentos de onda curtos e cores saturadas,

onde o contraste contra o fundo é um sinal chave para distinção e detecção de flores. Entretanto, o curioso é que as armadilhas brancas foram as que menos coletaram abelhas, 14% apenas. Isso pode indicar que as flores brancas do cerrado não são meramente brancas e que as armadilhas brancas talvez tivessem que contar com um componente a mais para se tornarem atraentes.

Em observações de campo, foi nítida a diferença entre as áreas queimadas e não queimadas com relação à abundância de flores e às etapas sucessionais da riqueza. Mudanças estruturais e florísticas causadas por incêndios indiscriminados afetam seriamente a entomofauna (Fávero et al. 2010; Lepesqueur et al. 2012; Peres Filho et al. 2012). Várias espécies de plantas herbáceas florescem abundantemente depois da passagem do fogo e atraem muitos visitantes florais, especialmente as abelhas (Baronio 2021). A coloração das flores é uma adaptação à sensibilidade e preferências dos polinizadores, sendo uma das principais características relacionadas à atração de polinizadores e comunicação planta e animal (Chittka et al. 1999).

Padrões temporais de cores de flores e contrastes de cores foram relacionados a sazonalidade do Cerrado, mas também à atividade, sistema visual e comportamento das abelhas (Martins 2021). Em um estudo realizados por Martins (2021), foi observado que as abelhas polinizam 86% das flores brancas, 90% das flores rosa e 93% das flores amarelas. As flores são observadas em todo o ano no Cerrado; no entanto, a fenologia da floração é sazonal, com pico no final da estação seca (Batalha e Martins 2004; Gottsberger e Silberbauer-Gottsberger, 2006).

Baseado no sistema visual humano, branco, amarelo e roxo foram as cores de flores mais comuns encontradas no nosso estudo, dado semelhante ao que já foi descrito para outras áreas de Cerrado (Oliveira e Gibbs, 2000, 2002; Gottsberger e Silberbauer-Gottsberger 2006). Segundo o trabalho de Martins (2021) a fenologia da floração mostrou que as flores brancas apresentaram uma sazonalidade padrão, tendo destaque no mês de setembro, passando por outubro, e que as flores amarelas estão mais distribuídas ao longo do ano (Martins 2021).

Considerações finais

A polinização realizada por insetos é essencial para os ecossistemas terrestres, assim como para a agricultura. No entanto, as diferentes pressões que existem estão ocasionando a diminuição das populações de abelhas. É evidente que essas pressões não acontecem de forma isolada e que pouco se sabe sobre os seus efeitos interativos na dinâmica das comunidades de polinizadores. Várias espécies podem desaparecer em decorrência da extinção de outras (Myers 1987). Entender como a comunidade de recursos florais estrutura a comunidade de abelhas se tornou um ponto relevante ao se declarar a crise de polinizadores (Potts et al. 2003).

Não existem muitos estudos de longo prazo em áreas de Cerrado sobre o efeito do fogo nas comunidades de abelhas e os resultados demonstrados nos estudos que existem sugerem a implementação de parcelas de paisagens homogêneas para avaliação do efeito do fogo por longo prazo com metodologia padronizada e replicável. Além disso, é importante que seja feito um monitoramento das respostas que populações de abelhas dão ao aumento da urbanização. Isto pode ajudar a identificar os fatores subjacentes que moldam a dinâmica da comunidade desses agentes polinizadores e direcionar a construção de habitats urbanos mais sustentáveis.

Nosso estudo sugere que a urbanização atua sobre a riqueza, abundância e composição de abelhas e esse efeito se soma ao efeito do fogo e tipo de ambiente. Áreas urbanas sujeitas a fogo têm uma composição muito diferente e que pode favorecer o estabelecimento de determinados grupos de abelhas sociais, incluindo a exótica *Apis mellifera*, e excluir abelhas solitárias nativas.

O efeito de fluxo trocado entre ambientes, conhecido como *spillover*, já é conhecido entre as abelhas. O nosso estudo sugere que as áreas urbanas de fragmentos de Cerrado, com pequena extensão, podem ser fortemente afetadas se não houver um controle efetivo. Entretanto, pequenas áreas de Cerrado inseridas na matriz natural são bem menos afetadas uma vez que há colonização a partir de áreas contíguas. É necessário compreender os mecanismos que determinam a distribuição, coexistência e constituição das comunidades de polinizadores de forma paralela a identificação de métodos de amostragem eficientes, além do estabelecimento de protocolos de monitoramento para sustentar os esforços de conservação e preservação do serviço ecológico de polinização.

Referências bibliográficas:

Anacleto DA, Marchini LC (2005) Análise faunística de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) coletadas no cerrado do Estado de São Paulo. *Acta Scientiarum-Biological Sciences*, 27: 277-284. doi: 10.4025/actascibiolsci.v27i3.1315.

Andena SR, Bego LR, Mechi MR (2005) A comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) de uma área de cerrado (Corumbataí, SP) e suas visitas às flores. *Revista Brasileira de Zoociências*, 7: 55-91.

Antonini Y, Silveira R, Oliveira M, Martins C, Oliveira R (2016) Orchid bee fauna responds to habitat complexity on a savanna area (Cerrado) in Brazil. *Sociobiology*. 63. 819. 10.13102/sociobiology.v63i2.1038.

Antonini Y, Martins RP (2022) Urbanization Affects the Occurrence of a Large Stingless Bee Species in a Large City. Doi: <https://orcid.org/0000-0002-5582-8193>.

Baronio GJ, Souza CS, Maruyama PK, Raizer J, Sigrist MR, Aoki C (2021) Natural fire does not affect the structure and beta diversity of plant-pollinator networks, but diminishes floral-visitor specialization in Cerrado. *Flora*.

Barros MAG (1992) Fenologia da floração, estratégias reprodutivas e polinização de espécies simpátricas do gênero *Byrsonima* Rich (Malpighiaceae). *Revista Brasileira de Biologia* 52:343-353.

Batalha MA, Martins FR (2004) Reproductive phenology of the cerrado plant community in Emas National Park (central Brazil). *Aust. J. Bot.* 52:140-161.

Bond W, Keeley J (2005) Fire as a Global 'Herbivore': The Ecology and Evolution of Flammable Ecosystems. *Trends in ecology & evolution*. 20. 387-94. 10.1016/j.tree.2005.04.025.

Bond WJ, Van Wilgen BW (1996) Why and how do ecosystems burn? In: *Fire and Plants. Population and Community Biology Series*, vol 14. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-009-1499-5_2

Borges HBN (2000) *Biologia reprodutiva e conservação do estrato lenhoso numa comunidade do Cerrado*. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Borges RC, Padovani K, Imperatriz-Fonseca VL, Giannini TC (2020) A dataset of multi-functional ecological traits of Brazilian bees. *Sci Data* 7, 120 (2020). <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0461-3>

Bowman DMJS, Perry GLW, Higgins I, Johnson N, Fuhlendorf SD, Murphy BP (2016) Pyrodiversity is the coupling of biodiversity and fire regimes in food webs. *Phil. Trans. R. Soc.* B3712015016920150169 <http://doi.org/10.1098/rstb.2015.0169>

Burkle LA, Simanonok MP, Durney JS, Myers JÁ, Belote RT (2019) Wildfires influence abundance, diversity, and intraspecific and interspecific trait variation of native bees and flowering plants across burned and unburned landscapes. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7:252. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00252>.

Cadotte MW, Yasui SLE, Livingstone S, MacIvor JS (2017) Are urban systems beneficial, detrimental, or indifferent for biological invasion? *Biol. Invasions* 19, 3489 – 3503. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1586-y>.

Campbell JW, Hanula JL, Waldrop TA (2007) Effects of prescribed fire and fire surrogates on floral visiting insects of the blue ridge province in North Carolina. *Biol. Conserv.* 134:393–404.

Campos MJO (1989) Estudo das interações entre comunidade de Apoidea, na procura de recursos alimentares, e a vegetação de cerrado da Reserva de Corumbataí-SP. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos.

Cane JH, Minckley R, Kervin L (2000) Sampling bees (Hymenoptera: Apiformes) for pollinator community studies: pitfalls of pan-trapping. *J Kan Entomol Soc* 73:208–214.

Cane JH (2005) Bees, pollination, and the challenges of sprawl pp. 109-124. In Johnson, E.A. and M.W. Klemens (Eds.). *Nature in fragments: the legacy of sprawl*. Columbia University Press, New York, New York. 382 pp.

Cane JH, Minckley RL, Kervin L, Roulston TH (2006) Complex responses within a desert bee guild (Hymenoptera: Apiformes) to urban habitat fragmentation. *Ecological Application* 16:632–644.

Cane JH, Neff JL (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(11), pp.2631-2636.

Cappellari SC, Melo GA., Aguiar AJC, Neff JL (2011) Floral oil collection by male *Tetrapedia* bees (Hymenoptera: Apidae: Tetrapediini). *Apidologie*, 43(1), 39–50. Doi:10.1007/s13592-011-0072-2.

Carbone L, Tavella J, Pausas J, Aguilar R (2019) A global synthesis of fire effects on pollinators. *Global Ecology and Biogeography*. 28. 10.1111/geb.12939.

Cardoso M, Gonçalves R (2018) Reduction by half: the impact on bees of 34 years of urbanization. *Urban Ecosystems*. 21. 1-7. 10.1007/s11252-018-0773-7.

Carvalho LG, et al (2014) Indirect effects between co-flowering plants via shared pollinators depend on resource abundance, accessibility and relatedness. *Ecology Letters*, 17: 1389–1399. DOI: 10.1111/ele.12342

Carvalho AMC, Bego LR (1996) Studies on Apoidea fauna of cerrado vegetation at the Panga Ecological Reserve, Uberlândia, MG, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia* 40: 147–156.

Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, Sander EL, Ma KH, Colwell RK, Ellison AM (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84, 45–67.

Chao A, Ma KH, Hsieh TC, Chiu CH (2015) Online Program SpadeR (Species-richness Prediction And Diversity Estimation in R). Program and User's Guide published at http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/.

Chittka L, Shmida A, Troje N, Menzel R (1994) Ultraviolet as a component of flower reflections, and the colour perception of Hymenoptera *Vision Res.*, 34, pp. 1489-1508.

Cochrane MA (2009) Fire in the tropics. IN: Cochrane MA, Barber CP (2009). *Climate change, human land use and future fires in the Amazon*. *Global Change Biology*. 15. 601 - 612. 10.1111/j.1365-2486.2008.01786.x. p 1-23.

Colwell R (2013). *Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples*.

Colwell R, Coddington J (1994) Colwell RK, Coddington JA. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philos Trans R Soc London B-Biol Sci* 345: 101-118. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*. 345. 101-18. 10.1098/rstb.1994.0091.

Conceição AA, Alencar TG, Souza JM, Moura ADC, Silva GA (2013) Massive post-fire flowering events in a tropical mountain region of Brazil: high episodic supply of floral resources. *Acta Botanica Brasilica*, 27, 847-850.

Coutinho LM (1982) Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. In: Huntley B J, Walker B (1982). *Ecology of Tropical Savanna*. *Ecological Studies*, v. 42. Berlin: Springer Verlag. p. 273-291.

Cox NJ (2009) Speaking Stata: Creating and Varying Box Plots. *The Stata Journal*. 9 (3): 478 – 496

Dafni A, Kevan PG, Husband BC (2005) *Practical pollination biology*. Environquest Ltd. Ontario.

D'Ávila M, Marchini LC (2008) Análise faunística de Hymenoptera visitantes florais em fragmento de cerrado em Itirapina, SP. *Ciência Florestal* 18, 271–279. doi: 10.5902/19805098465.

De Deus F, Oliveira P (2016) Changes in floristic composition and pollination systems in a “Cerrado” community after 20 years of fire suppression. *Brazilian Journal of Botany*. 39. 10.1007/s40415-016-0304-9.

Dos Santos AJ (2003) Estimativas de riqueza em espécies. In: CULLEN Jr., L. et al. (Org.). *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Curitiba: Ed. UFPR e Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, cap. 1, p. 19-41.

Droege, S (2015) The very hand manual: How to catch and identify bees and manage a collection. (disponível em: <https://bee-health.extension.org/wp-content/uploads/2019/08/TheVeryHandyBeeManual.pdf>).

Durigan G, Pilon NAL, Assis GB, Souza FM, Baitello JB (2018) Plantas Pequenas do Cerrado: biodiversidade negligenciada. Instituto Florestal, Secretaria do Meio Ambiente Governo do Estado de São Paulo, 1 edição.

Erenler HE, Gillman MP, Ollerton J (2020) Impact of extreme events on pollinator assemblages. *Current opinion in insect science*, 38, 34-39.

Faeth SH, Warren PS, Shochat E, Marussich WA (2005) Trophic dynamics in urban communities. *AIBS Bulletin*, 55, 399–407.

Fávero K, Bordignon L, Junior KV, Diniz S (2010) Efeito do tempo pós-queimada sobre comunidades de Tephritidae (Diptera) em áreas de cerrado na Chapada dos Guimarães – MT. *EntomoBrasilis*. 3, 2 (Jul. 2010), 29-33. DOI:<https://doi.org/10.12741/ebrasilis.v3i2.67>.

Fidelis A, Zironi HL (2021) And after fire, the Cerrado flowers: a review of post-fire flowering in a tropical savanna. *Flora*, 280, 151849.

Frankie GW, Thorp RW, Schindler M, Hernandez J, Ertter B, Rizzardi M (2005) Ecological patterns of bees and their host ornamental flowers in two northern California cities. *Journal of the Kansas Entomological Society* 78:227– 246.

Freitas RIF (1998) Abelhas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) e a floração de plantas em áreas de cerrado recém-queimadas no Distrito Federal. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal de Brasília.

Galbraith SM, Cane J, Moldenke A, Rivers JW (2019) Wild bee diversity increases with local fire severity in a fire-prone landscape. *Ecosphere*, 10, 1-19.

Galíndez G, Biganzoli F, Ortega-Baes P, Scopel AL (2009) Fire responses of three co-occurring Asteraceae shrubs in a temperate savanna in South America. *Plant Ecology*, 202(1), 149-158.

Giannini TC, Garibaldi LA, Acosta AL, Silva JS, Maia KP, Saraiva AM, Jr PRG, Kleinert AMP (2015) Native and Non-Native Supergeneralist Bee Species Have Different Effects on Plant-Bee Networks. *PLOS ONE* (em inglês) (9): e0137198. ISSN 1932-6203. PMC 4565550 Acessível livremente. PMID 26356234. doi:10.1371/journal.pone.0137198.

Gorenstein MR (2002) Métodos de amostragem no levantamento da comunidade arbórea em Floresta Estacional Semidecidual. Dissertação apresentada a Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba, São Paulo. p. 102.

Gotelli NJ, Colwell RK (2001) Quantifying Biodiversity: Procedures and Pitfalls in the Measurement and Comparison of Species Richness. *Ecology Letters*, 4, 379-391. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>

Gottsberger G, Silberbauer-Gottsberger I (2006). Gottsberger, G. and Silberbauer-Gottsberger, I. Life in the Cerrado: a South American Tropical Seasonal Ecosystem. Vol. I. Origin, Structure, Dynamics and Plant Use. -Reta, Ulm, 277 pages.

Graf LV, Zenni V, Dudeque R, Barbosa RG (2020) Ecological impact and population status of non-native bees in a Brazilian urban environment. Revista Brasileira de Entomologia v. 64, n. 2. Doi: <https://doi.org/10.1590/1806-9665-RBENT-2020-0006>.

Graf LV, Schneiberg I, Gonçalves RB (2022) Bee functional groups respond to vegetation cover and landscape diversity in a Brazilian metropolis. Landscape Ecology, 37(4), 1075-1089.

Grimm NB, Faeth SH, Golubiewski NE, Redman CL, Wu J, Bai X, Briggs JM (2008) Global change and the ecology of cities. Science, 319(5864), 756–760.

Grundel, R, Jean RP, Frohnapple KJ, Glowacki GA, Scott PE, Pavlovic NB (2010) Floral and nesting resources, habitat structure, and fire influence bee distribution across an open-forest gradient. Ecol. Appl. 20:1678–1692.

Hammer O, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.

Hernandez JL, Frankie GW, Thorp RW (2009) Ecology of Urban Bees: A Review of Current Knowledge and Directions for Future Study, Cities and the Environment (CATE): Vol. 2: Iss. 1, Article 3.

Hofmann MM, Renner SS (2020) Bee species decrease and increase between the 1990s and 2018 in large urban protected sites. J Insect Conserv 24, 637–642.

Hortal J, Borges PAV, Gaspar C (2006) Evaluating the performance of species richness estimators: Sensitivity to sample grain size. Journal of Animal Ecology, 75, 274-287. doi:1111/j.1365-2656.2006.01048.x

Hsieh TC, Ma KH, Chao A (2016) iNEXT: An R package for interpolation and extrapolation of species diversity (Hill numbers). To appear in Methods in Ecology and Evolution.

Hutcheson K (1970) A Test for Comparing Diversities Based on the Shannon Formula. Journal of Theoretical Biology 29: 151-54.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) Disponível em <<https://educa.ibge.gov.br/jovens/conheca-o-brasil/populacao/18313populacao-rural-e-urbana.html>>. Acesso em 02 de agosto de 2022.

Jaccard P (1912) The distribution of the flora in the alpine zone. Nerophytall: 37-50.

Johansson V, Gustafsson L, Andersson P, Hylander K (2020) Fewer butterflies and a different composition of bees, wasps and hoverflies on recently burned compared to

unburned clear-cuts, regardless of burn severity. *Forest Ecology and Management*, 463, 118033.

Klein AM, Vaissière BE, Cane JH, Steffan-Dewenter I, Cunningham SA, Kremen C, Tscharntke T (2007) Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proc Biol Sci.* Feb 7;274(1608):303-13. doi: 10.1098/rspb.2006.3721. PMID: 17164193; PMCID: PMC1702377.

Klink CA, Machado RB (2005) A conservação do Cerrado brasileiro. In: *Megadiversidade. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade no Brasil*. Vol 1, 1: 147-155. Belo Horizonte: Conservação Internacional.

Krug C, dos Santos IA (2008) Use of different methods to sample the bee fauna (Hymenoptera: Apoidea): a study in mixed temperate rainforest in Santa Catarina state. *Neotrop. Entomol.*, v. 37, n. 3, p. 265-278.

Kruskal WH, Wallis WA (1952) Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *Journal of the American Statistical Association*. 47 (260): 583–621. ISSN 0162-1459. doi:10.1080/01621459.1952.10483441.

Laroca S, Cure JR, de Bortoli C (1982) A associação de abelhas silvestres (Hymenoptera, Apoidea) de uma área restrita no interior da cidade de Curitiba (Brasil): uma abordagem biocenótica. *Dusenya, Curitiba*, v. 13, n. 3, p. 93-117.

Leong, JM, Thorp, ERW (1999) Colour-coded sampling: the pan trap colour preferences of oligolectic and nonoligolectic bees associated with a vernal pool plant. *Ecological Entomology*. v.24, p. 329-335.

Lillie S (2011) The role of fire in shaping pollinator communities: a post burn analysis of bees in serpentine habitat. Thesis: Humbolt State University, Arcata, California, USA.

Lindauer M, Kerr WE (1960) Communication between the workers of stingless bees. *Bee World*, 41(2):29-41; 41(3):65-71.

Lourenço AP, Santos APM, Checon HH, Costa MR, Assis Júnior SL (2020) Cavity-nesting bee communities in areas with different levels of vegetation disturbance. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 1-3.

Ludwig JA, Reynolds JF (1988) *Statistical ecology: a primer on methods and computing*. Nova York, Wiley, 337p.

Magurran AE (1988) *Ecological Diversity and its measurement*. Princeton, Newjersey, VI+179p.

Maia SFT, Silva SJR (2008) Análise faunística de abelhas Euglossina (Hymenoptera: Apidae) em ambientes de floresta nativa e plantios de *Acacia mangium* no Estado de Roraima. *Revista Agroambiente On-line*, v.2, n. 2, p. 42-50.

Manly B (2008) Métodos Estatísticos Multivariados: Uma Introdução. 3 Ed. Artmed, Porto Alegre.

Mann HB, Whitney DR (1947) On a Test of Whether One of Two Random Variables Is Stochastically Larger than the Other. *Annals of Mathematical Statistics*, 18, 50-60. <http://dx.doi.org/10.1214/aoms/1177730491>

Margalef R (1972) Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity. *Trans. Connect. Acad. Arts Sei.* 44: 211-235. ---.1991. *Ecologia*. Barcelona, Omega, XXVII+951p.

Martins A, Arista M, Morellato P, Camargo MG (2021) Color signals of bee-pollinated flowers: the significance of natural leaf background. *American Journal of Botany*. 108. 10.1002/ajb2.1656.

Martins AE, Camargo M, Morellato L (2021) Flowering Phenology and the Influence of Seasonality in Flower Conspicuousness for Bees. *Frontiers in plant science*, 11, 594538. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.594538>.

Martins CF (1990) Estrutura da comunidade de abelhas (Hymenoptera: Apoidea) na Caatinga (Casa Nova, BA) e na Chapada Diamantina (Lençóis, BA). Tese de doutorado. São Paulo, Universidade de São Paulo, 159p.

Martinson HM, Raupp MJ (2013) A meta-analysis of the effects of urbanisation on ground beetle communities. *Ecosphere*, 4(5), 1–24.

Mason Jr SC, Shirey V, Ponisio LC, Gelhaus JK (2021) Responses from bees, butterflies, and ground beetles to different fire and site characteristics: a global meta-analysis. *Biological Conservation*, 261, 109265.

Mateus S (1998) Abundância relativa, fenologia e visita às flores pelos Apoidea do cerrado da Estação Ecológica de Jataí, Luis Antônio–SP. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. 159p.

McDonnell MJ, Hahs AK (2008) The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: Current status and future directions. *Landscape Ecology*, 23, 1143–1155.

McFrederick Q, LeBuhn G (2006) Are urban parks refuges for bumble bees *Bombus* spp. (Hymenoptera: Apidae)? *Biological Conservation* 129:372-382.

McKinney ML (2002) Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience* 52, 883 – 890. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2).

McKinney ML (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol. Conserv.* 127, 247 – 260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>.

Medeiros J de D (2011) Guia de campo: vegetação do Cerrado 500 espécies. Brasília: MMA/SBF. 532 p. : il.(Série Biodiversidade, 43)

- Melo AS, Pereira RAS, Santos AJ, Shepherd GJ, Machado G, Medeiros HF, Sawaya RJ (2003) Comparing species richness among assemblages using sample units: why not use extrapolation methods to standardize different samples sizes? *Oikos* 101: 398-410.
- Mendes FN, Rêgo MMC, Carvalho CCde (2008) de Abelhas Euglossina (Hymenoptera, Apidae) coletadas em uma monocultura de eucalipto circundada por Cerrado em Urbano Santos, Maranhão, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*. v. 98, n. 3. 285-290.
- Michener CD (2007) *The Bees of the World*, 2nd edn. Baltimore, MD: The Johns Hopkins University Press.
- Milet-Pinheiro P, Schindwein C (2005) Do euglossine males (Apidae, Euglossini) leave tropical rainforest to collect fragrances in sugarcane monocultures? *Revista Brasileira de Zoologia* 22: 853-858.
- Miranda HS, Sato MN, Nascimento-Neto R, Aires FS (2009) Fires in the cerrado, the Brazilian savanna. In: Cochrane MA (ed) *Tropical fire ecology: climate change, land use, and ecosystem dynamics*. Springer, Chichester, pp 427–450
- Moreira EF, Santos RLdaS, Penna UL, Angel-Coca C, Oliveira FFde, Viana BF (2016) Are pan traps colors complementary to sample community of potential pollinator insects? *J Insect Conserv* 20, 583–596.
- Moure JS, Urban D, Melo GAR (2007) *Catalogue of Bees (Hymenoptera, Apoidea) in the Neotropical Region*. Curitiba, Sociedade Brasileira de Entomologia. 1058p.
- Myers N (1987) The extinction spasm impending: synergisms at work. *Conservation Biology*, v.1, n.1, p 14-21.
- Neary DG, Klopatek CC, DeBano LF, Folliot PF (1999) Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management* 122, 51–71.
- Ne'eman G, Dafni A, Potts SG (2000) The effect of fire on flower visitation rate and fruit set in four core-species in east Mediterranean scrubland. *Plant Ecology* 146, 97–104 <https://doi.org/10.1023/A:1009815318590>.
- Neff JL, Simpson BB (1981) Oil-collecting structures in the Anthophoridae (Hymenoptera): morphology, function, and use in systematics. *J. Kansas Entomol. Soc.* 95–123.
- New TR (2015). *Insect conservation in urban environments*. New York, USA: Springer.
- Oliveira PE, Gibbs PE (2000) Reproductive biology of woody plants in a cerrado community of Central Brazil. *Flora* 195:311–329
- Oliveira PE, Gibbs PE (2002) Pollination and reproductive biology in cerrado plant communities, pp. 329-347. In: P. E. Oliveira & R. J. Marquis (eds.), *The cerrados of*

Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna, Columbia University, New York.

Oliveira-Filho AT, Ratter JA (2002) Vegetation physiognomies and woody flora on the cerrado biome. In: Oliveira PS, Marquis RJ (eds) *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna*. Columbia University Press, New York, pp 91–120.

Osborne JL, Martin AP, Carreck NL, Swain JL, Knight ME, Goulson D, Hale RJ, Sanderson RA (2008) Bumblebee flight distances in relation to the forage landscape. *Journal of Animal Ecology*. 77 (2), pp. 406-415. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01333.x>

Pausas J, Keeley J (2009) A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life. *Bioscience*. 59. 593-601. 10.1525/bio.2009.59.7.10.

Pedro SR de M (1992) Sobre as abelhas (Hymenoptera, Apoidea) em um ecossistema de cerrado (Cajuru, NE de Estado de São Paulo): composição, fenologia e visita às flores. Dissertação (Mestrado)- Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto.

Peng MH, Hung YC, Liu KL, Neoh KB (2020) Landscape configuration and habitat complexity shape arthropod assemblage in urban parks. *Sci Rep* 10, 16043.

Peralta G, Stevani EL, Chacoff NP, Dorado J, Vázquez DP (2017) Fire influences the structure of plant–bee networks. *Journal of Animal Ecology*, 86(6), 1372-1379.

Pereira-Noronha MR, Gottsberger G (1980) A polinização de *Aspilia floribunda* (Asteraceae) e a relação das abelhas visitantes com outras plantas do cerrado de Botucatu. Estado de São Paulo. *Rev.Bras.Bot.*, 3:67-77.

Pereira-Noronha MR, Silberbauer-Gottsberger I, Gottsberger G (1982) Biologia floral de *Stylosanthes* (Fabaceae) no Cerrado de Botucatu, Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia*. 42. 595-605.

Pereira-Peixoto M, Pufal G, Martins C, Klein AI (2014) Spillover of trap-nesting bees and wasps in an urban–rural interface. *Journal of Insect Conservation*. 18. 10.1007/s10841-014-9688-7.

Pianka ER (1994) *Evolutionary Ecology*. 5. ed. New York: HarperCollins.

Pickett S, Cadenasso ML, Grove JM, Boone CG, Groffman PM, Irwin E, Kaushal SS, Marshall V, McGrath BP, Nilon CH, Pouyat RV, Szlavecz K, Troy A, Warren P (2011) Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management*, 92, 331–362.

Pielou EC (1966) The Measurement of Diversity in Different Types of Biological Collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13, 131-144. [http://dx.doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](http://dx.doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0).

Pinheiro-Machado C, Imperatriz-Fonseca VL, Kleinert A, Kleinert P, Silveira F (2002) Brazilian Bee Surveys: State of Knowledge, Conservation and Sustainable Use. Ministry of Environment Brasília. p.115-129.

Potts SG, Vulliamy B, Dafni A, Ne'eman G, Willmer P (2003) Linking bees and flowers: how do floral communities structure pollinator communities? *Ecology* 84:2628–2642.

Preston FW (1948) The commonness and rarity of species. *Ecology* v.29, p. 254-283, 1948.

Preston FW (1960) Time and space and the variation of species. *Ecology*, v.41, p.611-627.

Ramos-Neto MB, Pivello VR (2000) Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. *Environmental Management*, v. 26, p.675-684.

Ricotta C, Podani J (2017) On some properties of the Bray–Curtis dissimilarity and their ecological meaning. *Ecological Complexity* 31: 201–205.

Sakagami, SF, Matsunaga T (1967) Relative abundance, phenology and flower preference of andrenid bees in Sapporo, North Japan (Hymenoptera, Apoidea) *Japas J. Ecol.* 17: 237-250.

Santos APdeSM, Assis Júnior SL, Lourenço APL, Machado ELM (2019) Bees Diversity on Flowers of *Eremanthus* spp. (Asteraceae). *Floresta e Ambiente* [online]. 2019, v. 26, n. 4 [Accessed 10 July 2022] , e20160306. Available from: <<https://doi.org/10.1590/2179-8087.030616>>. Epub 29 Aug 2019. ISSN 2179-8087. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.030616>.

Santos GMM, Carvalho CAL, Aguiar CML, Macêdo LSSR, Melo MAR (2013) Overlap in trophic and temporal niches in the over-visiting bee guild (Hymenoptera, Apoidea) of a tropical dry forest. *Apidologie*, 44: 64-74. doi: 10.1007/s13592-012-0155-8.

Seto KC, Güneralp B, Hutyra LR (2012) Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 109, 16083–16088.

Silberbauer-Gottsberger I, Gottsberger G (1988) A polinização de plantas do cerrado. *Revista Brasileira de Biologia*. 48. 651-663.

Silveira FA, Campos MJO (1995) A melissofauna de Corumbataí (SP) e Paraopeba (MG) e uma análise da biogeografia das abelhas do cerrado brasileiro (Hymenoptera, Apoidea). *Revta. Bras. Entomol.* 39:371-401.

Silveira FS, Melo GAR, Almeida EAB (2002) *Abelhas Brasileiras, Sistemática e Identificação*. Belo Horizonte, Fernando A. Silveira. 253p.

Silveira Neto, S, Nakano O, Barbin D, Villa Nova NA (1976) *Manual de ecologia dos insetos*. São Paulo: Agronômica Ceres. 419p.

Sorensen T (1948) A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species. *K. Danske Videnske Selsk* 5: 1-34.

Theodorou P, Radzevičiūtė R, Lentendu G, Kahnt B, Husemann M, Bleidorn C, Settele J, Schweiger O, Grosse I, Wubet T, Murray T, Paxton RJ (2020) Urban areas as hotspots for bees and pollination but not a panacea for all insects. *Nature Communications*, v. 11, p. 1–13, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14496-6>.

Turrini T, Knop E (2015) A landscape ecology approach identifies important drivers of urban biodiversity. *Global Change Biology*, 21, 1652–1667.

Ulyshen MD, Wilson AC, Ohlson GC, Pokswinski SM, Hiers JK (2021). Frequent prescribed fires favour ground-nesting bees in southeastern US forests. *Insect Conservation and Diversity*, 14(4), 527-534.

Ulyshen MD, Wilson AC, Ohlson GC, Pokswinski SM, Hiers JK (2021). Frequent prescribed fires favour ground-nesting bees in southeastern U.S. forests. *Insect Conservation and Diversity*, 14(4), 527–534. Portico. <https://doi.org/10.1111/icad.12484>

United Nations, Department of Economic and Social Affairs PD (2018) The World's Cities in 2018. The World's Cities in 2018 - Data Booklet (ST/ESA/ SER.A/417).

United Nations Population Fund (2007) State of the World Population: unleashing the potential of urban growth. <http://www.unfpa.org/swp/2007>.

Viana T, Lourenço AP (2020) Surveys of the bee (Hymenoptera: Apiformes) community in a Neotropical savanna using pan traps. *Papéis Avulsos De Zoologia*, 60, e20206031. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2020.60.31>.

Walter BMT (2006) Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília.

Westphal C, Bommarco R, Carré G, Lamborn E, Morison N, Petanidou T, Potts S, Roberts S, Rgyi H, Tscheulin T, Vaissi B, Woyciechowski M, Biesmeijer J, Kunin W, Settele J, Ingolf A (2008). Measuring bee diversity in different European habitats and biogeographical regions. *Ecological Monographs*. 78. 653-671. 10.1890/07-1292.1.

Winfrey R, Griswold T, Kremen C (2007) Effect of human disturbance on bee communities in a forested ecosystem. *Conserv Biol* 21:213–223.

Wroblewski D, Kauffman J (2003) Initial Effects of Prescribed Fire on Morphology, Abundance, and Phenology of Forbs in Big Sagebrush Communities in Southeastern Oregon. *Restoration Ecology*. 11. 82 - 90. 10.1046/j.1526-100X

