

**UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI**  
**Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal**

**Welkley Barbosa de Faria**

**REDE DE INTERAÇÕES MUTUALÍSTICAS ENTRE PLANTAS E BEIJA-  
FLORES NA ÁREA URBANA DO MUNICÍPIO DE DIAMANTINA-MG**

**Diamantina**  
**2020**

**Welkley Barbosa de Faria**

**REDE DE INTERAÇÕES MUTUALÍSTICAS ENTRE PLANTAS E BEIJA-  
FLORES NA ÁREA URBANA DO MUNICÍPIO DE DIAMANTINA-MG**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Biologia Animal.

Orientador: André Rodrigo Rech

Coorientador: Pietro Kiyoshi Maruyama Mendonça

**Diamantina  
2020**

Elaborado com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

F224r

Faria, Welkley Barbosa de.

Rede de interações mutualísticas entre plantas e beija-flores na área urbana do município de Diamantina-MG / Welkley Barbosa de Faria, 2021.

62 p.: il.

Orientador: André Rodrigo Rech.

Coorientador: Pietro Kiyoshi Maruyama Mendonça.

Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2020.

1. Beija-flores. 2. Plantas. 3. Comportamento. 4. Urbanização. I. Rech, André Rodrigo. II. Mendonça, Pietro Kiyoshi Maruyama. III. Título. IV. Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri.

**CDD 570**



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO**  
**UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI**

**WELKLEY BARBOSA DE FARIA**

**REDE DE INTERAÇÕES MUTUALÍSTICAS ENTRE PLANTAS E BEIJA-FLORES NA ÁREA URBANA DO MUNICÍPIO DE DIAMANTINA-MG**

**Dissertação** apresentada ao programa de Pós-Graduação em **Biologia Animal** da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, **nível de Mestrado**, como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Biologia Animal**.

Orientador: Prof. **André Rodrigo Rech**

Co-orientador: **Pietro Kiyoshi Maruyama Mendonça**

Data de aprovação 19/11/2020.

**Prof. André Rodrigo Rech - Presidente**

**Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri**

**Dra. Camila Silveira de Souza (Membro)**

**Universidade Federal do Paraná**

**Dr. Carlos Eduardo Pereira Nunes (Membro)**

**The University of Stirling**



Documento assinado eletronicamente por **Andre Rodrigo Rech, Servidor**, em 19/11/2020, às 20:15, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Pietro Kiyoshi Maruyama Mendonça, Usuário Externo**, em 20/11/2020, às 09:57, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Carlos Eduardo Pereira Nunes, Usuário Externo**, em 22/11/2020, às 15:55, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Camila Silveira de Souza, Usuário Externo**, em 24/11/2020, às 16:19, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufvjm.edu.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufvjm.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **0221572** e o código CRC **4AEB82A5**.

Ao meu filho, Davi.  
Juntos escreveremos uma nova história.

## AGRADECIMENTOS

À Deus, pela presença constante em minha vida, sempre proporcionando força, saúde e sabedoria para superar os desafios árduos.

À minha mãe amada, por ser amiga, doce, divertida e estar sempre ao meu lado. Ao meu pai querido, com seu jeito duro, mas com um coração imenso. O senhor é meu maior exemplo de honestidade, retidão de caráter e de profissional dedicado.

À todos meus queridos irmãos, vocês são meus grandes amigos. Continuaremos sempre unidos, e fazendo nossas reuniões zuarentas.

À todos os meus tios e primos do sertão da Bahia, vocês fazem parte de minha história. Amo muito vocês, não importa onde eu esteja, minha raízes sempre estarão aí.

Ao meu tio Eleuzo, que mesmo com pouco tempo que o conheço, tenho um imenso carinho e admiração. Nossas conversas são sempre bem bacanas.

À minha querida e amada esposa, você que acreditou em mim e me incentivou em ingressar na vida acadêmica. Você não é só responsável em mudar minha vida, mas também toda história acadêmica de minha família, tenho certeza que toda essa mudança será de grande importância para o futuro do nosso filho e sobrinhos. Te amo muito, você é muito importante para mim!

Ao meu amado filho Davi, que tem me despertado uma nova forma de amar. Nossas brincadeiras, passeios, sorrisos e suas gracinhas (já quase um humorista) me fazem muito bem. Você é muito especial para mim.

À toda comunidade UNEB, minha segunda casa. Local que passei um bom tempo da minha vida estudando, trabalhando e fazendo amizades. Tenho muito carinho e admiração por todos que fazem parte dessa instituição. Agradeço a todos aqueles que tiraram um tempo para me incentivar e dar conselhos. Sinto-me privilegiado de fazer parte dessa Universidade tão acolhedora.

Aos meus orientadores, André e Pietro, com os quais aprendi muito. Agradeço pelos esforços em me orientar, e por serem sempre acessíveis. Vocês foram muito importantes para minha trajetória acadêmica.

Ao Marsal e ao Gudryan por toda ajuda e dicas nas análises estatísticas. Muito obrigado.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, todos os professores e colegas.

À UFVJM por me acolher e propiciar essa conquista tão importante para minha vida. Pelo apoio financeiro concebido tanto na bolsa de estudos quando na realização deste trabalho.

## RESUMO

Estudos apontam uma tendência na redução gradativa dos ambientes naturais em todo o planeta, em contrapartida a expansão das áreas urbanizadas vem aumentando em larga escala. Como consequência da interferência antrópica no meio ambiente, as cidades vem se tornando novos ecossistemas importantes para inúmeras espécies da avifauna, incluindo beija-flores que são polinizadores relevantes na região Neotropical. Com a redução dos habitats naturais, os beija-flores mais tolerantes as ações antrópicas conseguem explorar esses novos ambientes a procura de recursos florais. Buscando entender a influência da urbanização sobre a estrutura da rede de interações entre plantas e beija-flores, amostramos interações entre beija-flores e plantas em seis pontos na área urbana de Diamantina-MG comparando-as com áreas naturais do entorno da cidade. Foram encontradas sete espécies de beija-flores visitando as flores de nove espécies de plantas, sendo todas elas exóticas ao Campo Rupestre. Com o comportamento exclusivamente territorialista, *Eupetomena macroura* foi o beija-flor com mais visitas registradas no ambiente urbano contrastando com a dominância do também territorialista *Augastes scutatus* nos ambientes naturais do entorno da cidade. A rede de interações acumulada apresentou quatro módulos, estrutura não aninhada, com conectância e especialização baixas. Enquanto a maioria dos beija-flores persiste em áreas urbanizadas (em comparação a 9 spp na área natural), a riqueza da flora visitada é drasticamente reduzida (50 spp de plantas) e apenas uma espécie de planta foi encontrada nos dois ambientes. Nossos resultados sugerem que as áreas verdes urbanas tem um limitado potencial em atenuar o drástico impacto da antropização sobre a diversidade biótica. Esses locais possuem recursos alternativos consumidos pelos beija-flores que conseguem ocupá-los. No entanto, as interações planta-beija-flor na cidade são ainda mais generalistas que as registradas na área natural próxima. Concluimos que a urbanização funciona como um filtro redutor da diversidade de plantas e homogeneizador da biota cultivada que é utilizada por beija-flores como recurso alimentar, sendo capaz de acomodar espécies de aves nectarívoras com dietas flexíveis em comunidades diferentes das que são estruturadas em áreas naturais próximas.

**Palavras-chave:** Beija-flores. Plantas. Comportamento. Urbanização.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Capítulo 1:

Figura 1. Localização dos pontos de observação.

Figura 2: Rede de interações entre plantas e beija-flores em área urbana de Diamantina-MG-Brasil.

Figura 3 – Distribuição das visitas dos beija-flores em cada ponto de observação na cidade de Diamantina-MG.

Figura 4: Espécies florescendo nos pontos centro da cidade (*Tabebuia pentaphylla*), e Largo Dom João (*Jacaranda mimosaeifolia*).

Figura 5: Flores da espécie *Abutilon pictum* com um pequeno furo na base do cálice, utilizado para visitas ilegítimas de beija-flores no campus da Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG) em Diamantina, Minas Gerais, Brasil.

Figura 6: Módulos da rede de interações de plantas e beija-flores na área urbana de Diamantina-MG.

Apêndice A - Espécies de beija-flores registradas na área urbana de Diamantina-MG

Apêndice B - Espécies de plantas e família visitadas por beija-flores na área urbana de Diamantina- MG

Apêndice C – Variáveis climáticas durante os meses de observação na área urbana de Diamantina- MG (2019/2020)

Apêndice D - Porcentagem de superfície impermeável de cada ponto na área urbana de Diamantina- MG (2020)

Apêndice E: Número de visitantes florais por ponto na área urbana de Diamantina- MG (2019/2020)

Apêndice F: Abundância de espécies de plantas que foram visitadas por beija-flores área urbana de Diamantina- MG (2019/2020)

Apêndice G - Matriz com os dados das interações beija-flor-plantas acumulados na área urbana de Diamantina- MG (2019/2020)

Apêndice H - Dados da análise do efeito do ruído sobre a deposição de pólen (segunda a sexta) na área urbana de Diamantina- MG (2019/2020)

Apêndice I - Dados da análise do efeito do ruído sobre a deposição de pólen (domingo) na área urbana de Diamantina- MG (2019/2020)

Apêndice J - Matriz com os dados de fenologia das plantas na área urbana de Diamantina- MG (2019/2020)

Apêndice K - Matriz com os dados de fenologia dos beija-flores na área urbana de Diamantina- MG (2019/2020)

Apêndice L - lista de modelos gerada através da modelagem multivariada.

## **LISTA DE TABELAS**

Capítulo 1:

Tabela 1: Dados referentes a cada ponto de observação dentro do município de Diamantina-MG.

## LISTA DE ABREVIATURAS

°C – graus Celsius

Abr. – abril

Ago. – agosto

Fev. – fevereiro

cm – centímetros

Dez. – dezembro

Jan. – janeiro

Jun. – junho

Jul. – julho

km – quilômetros

m – metros

Mar. – março

mm – milímetros

n<sup>o</sup> – número

Nov. – novembro

Out. – outubro

p – valor de p

p. ex. – por exemplo

Set. – setembro

spp – espécies

Trat. – tratamento

## **LISTA DE SIGLAS**

AIC – Critério de Informação de Akaike

LC – Segura ou pouco preocupante

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia

MG – Minas Gerais,

UFVJM – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri

WNODF – aninhamento ponderado

## LISTA DE SÍMBOLOS

$\leq$  – menor ou igual

% – porcentagem

\* – multiplicação

° Brix – graus Brix

C – conectância

°C – graus Celsius

$\Delta$  – delta

d' – especialização da espécie

dB – decibel

H<sub>2</sub>' – especialização da rede

K – grau

$\mu$ l – microlitros

$\bar{P}$  – média do peso dos beija-flores

Q – modularidade

® – marca registrada

S – sul

W – oeste

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL .....	18
ARTIGO CIENTÍFICO 1 – REDE DE INTERAÇÕES MUTUALÍSTICAS ENTRE PLANTAS E BEIJA-FLORES NA ÁREA URBANA DO MUNICÍPIO DE DIAMANTINA-MG.....	23
2. INTRODUÇÃO .....	24
2.1 METODOLOGIA .....	26
2.1.1. Local de estudo .....	26
2.1.2. Coleta de dados.....	28
2.1.2.1. Beija-flores, visitas florais e fenologia das plantas .....	28
2.1.2.2. Variáveis antrópicas .....	29
2.1.2.3. Experimento de ruído e deposição polínica.....	29
2.1.2.4. Organização da rede .....	30
2.1.2.5. Ambiente urbano X Ambiente natural.....	31
2.1.3. Análise de Dados .....	31
2.2. RESULTADOS .....	33
2.3. DISCUSSÃO.....	38
2.3.2. Assembleia de beija-flores.....	38
2.3.3. Comportamento dos beija-flores .....	39
2.3.4. Urbanização .....	39
2.3.5. Comparação entre redes urbana e nativa .....	40
2.3.6. Ruído e deposição polínica.....	42
2.4. REFERÊNCIAS .....	43
APÊNDICE A - Espécies de beija-flores registradas na área urbana de Diamantina-MG .....	58
APÊNDICE B - Espécies de plantas e família visitadas por beija-flores na área urbana de Diamantina-MG.....	58
APÊNDICE C – Variáveis climática durante os meses de observação na área urbana de Diamantina-MG (2019/2020).....	59
APÊNDICE D - Porcentagem de superfície impermeável de cada ponto na área urbana de Diamantina-MG (2020).....	59
APÊNDICE E: Número de visitantes florais por ponto na área urbana de Diamantina- MG (2019/2020).....	60
APÊNDICE F: Abundância de espécies de plantas que foram visitadas por beija-flores área urbana de Diamantina-MG (2019/2020) .....	60
APÊNDICE G - Matriz com os dados das interações beija-flor-plantas acumulados na área urbana de Diamantina-MG (2019/2020) .....	61
APÊNDICE H - Dados da análise do efeito do ruído sobre a deposição de pólen (segunda a sexta) na área urbana de Diamantina-MG (2019/2020).....	61

APÊNDICE I - Dados da análise do efeito do ruído sobre a deposição de pólen (domingo) na área urbana de Diamantina-MG (2019/2020).....	62
APÊNDICE J - Matriz com os dados de fenologia das plantas na área urbana de Diamantina-MG (2019/2020).....	63
APÊNDICE K - Matriz com os dados de fenologia dos beija-flores na área urbana de Diamantina-MG (2019/2020).....	63
APÊNDICE L – Lista de modelos gerada através da Modelagem Multivariada. ....	64
3. CONCLUSÃO GERAL.....	65

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

Mais da metade das áreas naturais do planeta já foi alterada pela humanidade, e nesse processo, comunidades estruturadas por um longo e complexo processo evolutivo são constantemente simplificadas (ALLAN *et al.*, 2017; JONES *et al.*, 2018). A urbanização é talvez o processo mais drástico dessa transformação da paisagem. Na expansão urbana, a flora nativa é substituída por espécies exóticas com características mais atrativas aos humanos, cujo processo atua como um filtro para diversas espécies com as quais interagem (MÖRTBERG & WALLENTINUS, 2000; BELL *et al.*, 2003; GRAVES, S. D. & SHAPIRO, 2003). Como consequência, a avifauna nativa, por exemplo, sofre com o impacto da brusca mudança nos recursos alimentares (BINGGELI 2000; BRAGA & CARVALHO, 2003). A homogeneização da flora produzida pela antropização, reduz a diversidade das áreas de forrageamento, forçando as espécies com maior capacidade adaptativa (os tolerantes urbanos), a constituírem novas redes mutualísticas, que muitas vezes, são formadas incluindo as espécies exóticas cultivadas (BLAIR, 1996; MARZLUFF & EWING, 2001; ZILLER *et al.*, 2004; KARK *et al.*, 2007; FLYNN *et al.*, 2009; TOLEDO *et al.*, 2012). Embora esse seja um processo global, sabemos ainda muito pouco sobre como a urbanização afeta redes mutualísticas em países tropicais megadiversos como o Brasil.

Os ambientes transformados pela atividade antrópica se converteram em redutos ecológicos importantes para inúmeras espécies de aves (NUNES, 2011; NIEMELÄ 1999), pois estas conseguiram se adaptar em ambientes artificiais maximizando o uso de recursos disponíveis, seja, aproveitando os resíduos produzidos, utilizando edificações como abrigo para nidificação ou até mesmo a alimentação oferecida com a intenção de atraí-las. Estes fatores contribuem para a ocupação e permanência desses animais nas cidades (BENVENUTI, 2014; DYDERSKI *et al.*, 2017; ROLLINGS e GOULSON, 2019; TWERD e BANASZAK-CIBICKA, 2019). No entanto, sabemos ainda muito pouco sobre as interações que aves realizam em ambientes urbanos tanto na dispersão de sementes e frutos quanto na polinização (MCKINNEY, 2002; HARRISON & WINFREE, 2015). Além disso, em ambientes sazonais, os jardins urbanos com regas frequentes poderiam representar reservatórios de recursos alimentares mais estáveis ao longo do ano atuando na manutenção de meta-comunidades dinâmicas entre áreas urbanas e naturais adjacentes as cidades.

O Brasil é o segundo país com a maior diversidade de aves nativas do mundo, só ficando atrás da Colômbia (CBRO, 2009), mas quando consideradas as aves migratórias

e as de ocorrência esporádica, o país passa a ocupar a primeira posição (FILHO *et al.* 2009). Os beija-flores são exclusivos do continente americano e compõem uma das maiores famílias de aves (Trochilidae) encontradas no país, com 83 espécies catalogadas de um total de 322 existentes (SICK, 2001). Sua importância não fica só limitada à abundância e diversidade, mas está principalmente no papel que exercem como principais polinizadores vertebrados nos Neotrópicos (SAZIMA *et al.* 1996). Tamanha é sua relevância, que em determinadas áreas estudadas elas podem ser os polinizadores de aproximadamente 15% das espécies de angiospermas (SNOW, 1981; STILE, 1981; FEINSINGER, 1983; BAWA 1990). Aparentemente, nos Campos Rupestres, onde está inserido o presente estudo a importância dos beija-flores parece estar acima da média de ambientes similares (MONTEIRO, 2020).

Com sua alta taxa metabólica, os beija-flores necessitam de nutrientes que forneçam energia imediata. Por isso essas aves são altamente dependentes de açúcar (90% da sua dieta - DIAMOND *et al.* 1986), podendo consumir durante um dia quase o dobro do seu peso em néctar (WILLIAMSON, 2002). O açúcar que compõem o néctar está em sua maioria na forma de sacarose. Estudos apontam que quando consumido pelo beija-flor, o tempo de digestão fica entre alguns minutos e 1 hora, e o açúcar presente no néctar é quase que totalmente aproveitado (VERBEEK, 1971; POWERS & CONLEY, 1994; ROBERTS, 1995).

Como as proteínas, os lipídios e os aminoácidos estão presentes no néctar em pequena quantidade, é necessária a captura de aracnídeos e pequenos insetos para complementar a dieta dos beija-flores (PROCTOR *et al.*, 1996; LOSS & SILVA, 2005; SIGRIST, 2009). Em circunstâncias com escassez de néctar, esses artrópodes passam a ser a principal dieta dos beija-flores, que além de suprir a demanda por energia, fornecem as proteínas fundamentais para o crescimento dos mais jovens, a muda anual e a produção de ovos pelas fêmeas (BLEM *et al.*, 2000; POWERS & CONLEY, 1994; COLLINS, 2008; JOHNSGARD, 1997). Essa necessidade suplementar pode ser altamente benéfica para o ser humano, pois ao forragearem capturam dípteros dos gêneros *Culex*, *Anopheles* e *Simulium*, que são mosquitos transmissores de doenças como febre amarela e malária. Portanto a conservação de beija-flores em cidades pode trazer benefícios a diversos aspectos dentro do ecossistema urbano configurando um serviço ecossistêmico de regulação (RUSCHI, 1982; WENNY *et al.*, 2011).

Diversas estratégias comportamentais podem otimizar a procura de recurso alimentar e assegurar um adequado suprimento de néctar em beija-flores (MENDONÇA

& ANJOS, 2005; OHASHI & THOMSON, 2009). Os territorialistas geralmente apresentam corpo mais avantajado e maior agressividade (ARIZMENDI & ORNELAS, 1990). Essas espécies tendem a definir e defender um conjunto de flores utilizando exibições visuais, intensas vocalizações ou até mesmo agressões como as bicadas (MENDONÇA e DOS ANJOS 2006). Como a defesa de um território pode demandar três vezes mais energia que o forrageio pacífico (GILL & WOLF, 1975), beija-flores que possuem esse tipo de comportamento, concentram seus esforços em pontos com uma maior concentração de flores e de néctar, e quanto maior a quantidade e qualidade destes ambientes, maior é a sua agressividade (FEINSINGER, 1978; FEINSINGER & COLWELL, 1978; FRANCESCHINELLI & BAWA 2000). Um segundo comportamento, o de parasita de território tem como estratégia visitar áreas defendidas por outros beija-flores, mas enquanto este está ausente, utilizando recursos até que venha a ser expulso. Já os “trapliners”, estabelecem rotas de forrageamento retornando as mesmas flores em intervalos regulares. Essas espécies exploram recursos sem exibir nenhum comportamento territorial, entretanto eventualmente podem ser expulsos ao entrar em áreas defendidas por territorialistas (FEINSINGER & COLWELL 1978).

É comum a associação de beija-flores com a polinização, mas nem sempre é desta forma que a interação acontece (INOUYE 1980; IRWIN *et al.* 2010). Isso porque o animal busca as flores para sua alimentação e não pela polinização (WASER *et al.* 1996; WASER *et al.* 2015). A prática de roubo de recompensas florais pode danificar a estrutura da flor, reduzir ou até mesmo alterar a qualidade do néctar (MALOOF, 2001; GONZÁLEZ-GÓMEZ e VALDIVIA, 2005; BRONSTEIN *et al.*, 2017). Os efeitos geralmente vão além das avarias a flor, pois esta ação pode alterar o comportamento dos polinizadores legítimos, e levar a menos visitas por planta e um tempo reduzido durante cada visita, assim como, forrageamento em áreas mais distantes (KADMON e SHMIDA, 1992; VALDIVIA e GONZÁLEZ-GÓMEZ, 2006). Todas essas mudanças afetam diretamente o sucesso reprodutivo das plantas (STRAUSS & WHITTALL 2006). Isso ocorre tanto de forma negativa, pela redução do tempo de visita reduzindo o fluxo de pólen (LINHART, 1973; PYKE, 1982), quanto positiva, visto que, com o aumento da distância entre flores visitadas, há o favorecimento do fluxo gênico entre indivíduos separados por distâncias maiores (CHARLESWORTH & CHARLESWORTH, 1987; SNOW, 1996; VALDIVIA & GONZÁLEZ-GÓMEZ, 2006).

A relação constituída entre os seres vivos com interesses opostos, mas cuja interação apresenta benefício líquido, é essencialmente o que diferencia mutualismos de antagonismos. Esse tipo de interação faz com que as espécies envolvidas constituam sistemas complexos que podem ser representado por redes de interação (RECH & BRITO, 2012). Estudos da interação planta-beija-flor no nível de comunidade são importantes para entendermos como essa relação está entrelaçada, assim nos fornecendo informações importantes como: os recursos que são utilizados, conexões estabelecidas entre as espécies, manutenção da biodiversidade e robustez da comunidade (Bascompte *et al.*, 2006, Beckerman *et al.*, 2006, Santamaría & Rodríguez-Girones, 2007). Entretanto, quando um habitat é modificado a diversidade de espécies de planta e de seus visitantes florais pode ter sua composição e a frequência entre as interações alteradas, assim resultando em uma nova estrutura de rede (Vosgueritchian, 2010; PAUW & LOUW, 2012;). Dessa forma, quando analisamos ambientes antropizados, são fornecidos elementos para uma melhor compreensão dos impactos antrópicos sobre o conjunto das espécies interagentes deste local (HOWE & WESTLEY 1988; THOMPSON, 2005; GUIMARÃES *et al.*, 2011).

Os estudos de redes de interações há anos são bastante frequentes em áreas naturais, e mais recentemente é observado um aumento considerável nos estudos em jardins e grandes fragmentos urbanos (BARBOSA-FILHO & ARAÚJO, 2013; MATIAS *et al* 2016; STEWART & WAITAYACHART, 2020). Estes últimos, mostram que grandes áreas dentro das cidades podem ser importantes ambientes de refúgio para espécies nativas. No entanto, muitas cidades que crescem desordenadamente não possuem grandes fragmentos de área nativa dentro do perímetro urbano. A flora dessas cidades possui uma grande abundância de espécies exóticas e está dispersa em ruas, terrenos baldios e pequenas praças (TOLEDO & MOREIRA, 2008; WILLIS, 2002). Por muitas vezes a importância das comunidades ecológicas deste ambiente é subestimada, e por isso pouco estudada, o que resulta em uma escassez do conhecimento de como esses ambientes se comportam em relação à preservação das espécies nativas.

Tendo em vista a relevância do serviço ecossistêmico de polinização, Ollerton *et al.* (2017) ressalta que, mesmo os polinizadores estando intimamente inseridos em redes de interações onde todo indivíduo é fundamental para a manutenção da vida, já existem registros de visitantes florais extintos pelas ações antrópicas. Isso ocorre pela redução de *habitats*, uso indiscriminado de agrotóxicos, ou até mesmo, pelo declínio de flores

nativas. Caso não sejam adotadas medidas para reverter o cenário de declínio de populações de polinizadores, as implicações para a produção de alimentos, o equilíbrio dos ecossistemas e a saúde e o bem-estar humanos poderão ser desastrosas (CGEE, 2017).

Estudos que abordem não somente a quantidade de espécies que habitam uma área, mas também toda sua rede de interação, são essenciais para mitigar a tendência de homogeneização biótica do planeta. Entretanto esses estudos, como também é o caso deste que apresentaremos a seguir, os quais permitem a compreensão de como as comunidades de aves respondem a urbanização ainda são pouco frequentes (MARZLUFF *et al.*, 2001). Neste sentido, neste estudo identificamos a assembleia de beija-flores e as plantas visitadas por estas aves na área urbana do município de Diamantina-MG. Analisamos também as propriedades da rede de interações formada por essas espécies (conectância, aninhamento, modularidade, links entre as espécies e a especialização no nível de comunidade e de espécie). Por fim investigamos quais preditores influenciaram a abundância de visitas e a riqueza de beija-flores dentro da área urbana da cidade histórica de Diamantina.

**ARTIGO CIENTÍFICO 1– REDE DE INTERAÇÕES MUTUALÍSTICAS  
ENTRE PLANTAS E BEIJA-FLORES NA ÁREA URBANA DO MUNICÍPIO DE  
DIAMANTINA-MG.**

**ABSTRACT**

There is a trend towards gradual reduction in natural environments across the planet. Consequently, many pollinators including hummingbirds are forced to explore new habitats in search of floral resources. Seeking to understand the influence of urbanization on the structure of the complex network between pollinators and flowers, we sampled hummingbird-plant interactions in six areas from Diamantina-MG. These results were compared to previously described hummingbird-plant interactions from surrounding natural areas. Seven species of hummingbirds were found visiting flowers from nine exotic plant species. With exclusively territorialist behavior, *Eupetomena macroura* was the most common hummingbird species in the urban area, in contrast to the natural area where the Campos rupestres endemic and also territorial *Augastes scutatus* was the most frequent species. The interaction network in Diamantina is divided in four modules, with a non-nested structure and low connectance, modularity and specialization. We found that most hummingbirds species present in the nearby natural area persist in the urban area, however, the richness of the visited flora was drastically reduced and only one plant species was found in both natural and urban environments. Our results suggest that urban green areas have limited potential to mitigate the impact of anthropization on plants offering resources for hummingbirds. Moreover, interactions became more generalized in this context. We advocate for more studies aiming at understanding the dynamics that govern the connection between the hummingbird assemblages across the natural and urban environments, in order to improve the sustainable development of urban areas.

**Keywords:** Hummingbird-plant network, Behavior, Urbanization.

## 2. INTRODUÇÃO

A urbanização de um ambiente natural interfere na dinâmica das comunidades de aves, incluindo em como usam os ambientes, hábitos alimentares e de forrageamento (MCKINNEY, 2008; MARZLUFF, 2011; PAUW & LOUW, 2012; ALCKMIN *et al.*, 2013). Dessa forma, impõe-se às populações que compõe a avifauna um filtro ecológico artificial capaz de excluir ou até extinguir localmente as espécies com menor capacidade adaptativa (MCKINNEY, 2006; VALIENTE-BANUET *et al.*, 2015). Esse processo normalmente leva a homogeneização biótica e a novos arranjos de redes de interação em ambientes antropizados (MORSE *et al.*, 2014; GOSSNER *et al.*, 2016; VIZENTIN-BUGONI *et al.*, 2019).

Vivemos atualmente em uma era urbana, onde a maioria da população humana vive em cidades (ELMQVIST *et al.*, 2013; UNITED NATIONS, 2017). Entretanto, a expansão da urbanização exige uma elevada quantidade de recursos naturais, como água, madeira ou vastas áreas de solo. Dessa forma, quando esse processo ocorre em locais com políticas públicas que não priorizam um crescimento sustentável, os recursos locais são mal geridos, maximizando o impacto na natureza (PBMC, 2014). Para Elmqvist *et al.* (2013) negligenciamos que o ambiente urbano é também um processo socioecológico, pois esse ambiente não é só um aglomerado de pessoas e de suas construções, mas também um espaço que é compartilhado por várias outras espécies. Contribuindo, Vitousek *et al.* (1997) descreve que as interferências antrópicas em processos como mudanças climáticas, deslocamento de espécies, circulação de nutrientes, alteram a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas, tornando cada vez mais sem sentido desassociar o vínculo entre pessoas e natureza.

Quando analisamos as consequências do processo de urbanização sobre uma área nativa fica mais fácil de visualizar a capacidade do ser humano de modificar o seu meio. Por exemplo, segundo Niggemann *et al.*, (2009) e Pickett *et al.* (2011) a fragmentação e degradação de hábitat gerada pela urbanização tem a capacidade de excluir espécies nativas e facilitar a invasão de espécies exóticas, contribuindo com a redução das populações biológicas locais (MCKINNEY, 2006). De acordo com McFrederick e LeBuhn (2006) ambientes urbanos possuem uma maior área de superfície impermeável (seja por causa das edificações, estradas, áreas concretadas, entre outros), o que pode ser um fator limitante para desenvolvimento da biodiversidade. Estes ambientes também são fontes de poluição sonora, que possuem efeitos prejudiciais sobre as comunidades de aves (ver Slabbekoorn & Peet, 2003, Katti

& Warren, 2004). Nas cidades, a fenologia das espécies que residem nestes ambientes pode ser influenciada pelo estresse causado pela interferência humana, afetando interações biológicas e a dinâmica das populações (Neil *et al.*, 2010). Além dos fatores já apresentados, a simples presença humana pode ser um fator limitante para a movimentação de animais (TUCKER *et al.*, 2018) ou até mesmo da aproximação do seu recurso (FAGIONATO-RUFFINO *et al.*, 2011), dessa forma, podemos encontrar diferentes níveis de sensibilidade a presença humana entre as espécies, até mesmo existindo aquelas que só conseguem habitar ambientes florestais amplos (MORTBERG, 2001).

Neste sentido Pauw e Louw (2012) descrevem a urbanização como uma ameaça para a biodiversidade de aves, e em seu estudo, eles observam que quanto maior a urbanização menor é a riqueza de aves nectarívoras. Assim como estes autores, outros encontraram efeitos negativos da expansão urbana sobre a riqueza da avifauna (Chace & Walsh, 2006; Clergeau et al. 1998; McKinney, 2002). É também relatado na literatura que ambientes com estruturas mais simplificadas (com vegetação mais espaçada e composta por poucas espécies nativas e muitas exóticas), como áreas centrais das cidades e praças, apresentam uma maior escassez na riqueza de espécies de aves (Chace & Walsh, 2006; Garaffa et al. 2009).

Considerando os altos índices de urbanização do Brasil, a antropização dos ecossistemas agrega uma série de novos fatores ambientais às interações biológicas, que incluem desde movimentação de pessoas e veículos, poluição, ruídos, espécies introduzidas em jardins e hortas, entre vários outros que podem influenciar na estrutura das novas redes de interação que se estabelecem (HOBBS *et al.*, 2006; TYLIANAKIS *et al.*, 2010; SOL *et al.*, 2020). Um aspecto importante é avaliar quais são as estratégias na adaptação a um ecossistema modificado, pois esse conhecimento pode subsidiar planos de manejo de espécies para mitigar futuras extinções causadas pela crescente expansão humana (DALE *et al.*, 2000; MARZLUFF e EWING, 2001; MILLER e HOBBS, 2002; LIM e SODHI, 2004).

Pelas razões mencionadas, estudos em áreas urbanas, são de grande relevância, tanto para entender a variação na dinâmica das interações da comunidade, como também para entender como as mudanças na composição e configuração espacial da paisagem promovidas pela urbanização interferem na diversidade e abundância de espécies de beija-flores (BLAIR, 1996; MARZLUFF *et al.*, 2001; SACCO *et al.*, 2013). Neste estudo, consideramos a paisagem urbana da cidade histórica de Diamantina em

Minas Gerais e tivemos como objetivos: (1) Identificar a assembleia de beija-flores e as plantas visitadas por estas aves na área urbana do município de Diamantina-MG; (2) Analisar as propriedades da rede de interações formada entre plantas e beija-flores; (3) Avaliar a estratégia de forrageamento dos beija-flores da área urbana; (4) Analisar a interferência humana sobre a presença dos beija-flores e deposição de pólen no ambiente urbano; (5) Comparar os resultados encontrados com um estudo prévio realizado na área natural no entorno da cidade de Diamantina-MG. Já nossas hipóteses foram: (1) O contexto ambiental no qual a área urbana está inserida influencia na riqueza de beija-flores e de plantas; (2) Áreas com maior fluxo de pessoas são menos visitadas por beija-flores, uma vez que a presença do ser humano inibe a aproximação das espécies; (3) Por possuir pequenas ilhas de recurso, o ambiente urbano favorece espécies territorialistas. (4) Por ser um ambiente antropizado, a rede de interações da área urbana será bem menos complexa que da nativa avaliada por Queiroz (2018). (5) O nível de ruído e a abundância de plantas podem interferir na deposição polínica, visto que esses elementos podem influenciar na presença dos polinizadores.

## **2.1 METODOLOGIA**

### **2.1.1. Local de estudo**

Os dados foram coletados na cidade de Diamantina – Minas Gerais - Brasil (Figura 1), a 1300 m de altitude média (Latitude de 18,15° S e Longitude de 43,36° W). O Cerrado com Campos Rupestres representa o principal tipo de vegetação na região, predominando solos rochosos e arenosos e com baixo poder de retenção de umidade. O clima é temperado úmido, com uma estação seca (inverno, de abril a setembro) e uma chuvosa (verão, de outubro a março) bem definidas. A precipitação total anual fica em torno de 1400 mm e a temperatura média anual é de 19 °C (SILVA *et al.* 2005; SOUZA, 2006).

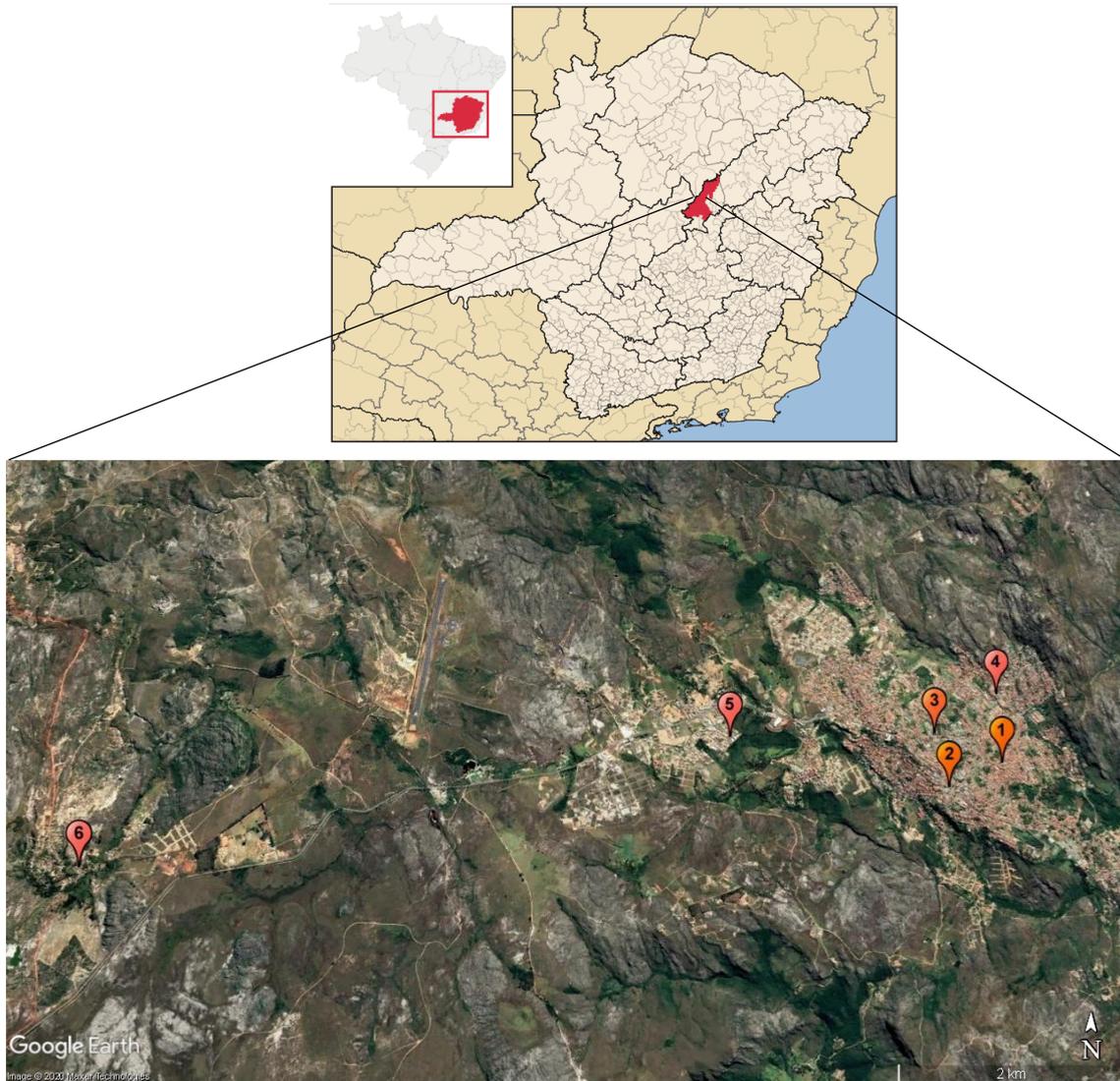


Figura 1. Localização dos pontos de observação. 1: Centro; 2: Largo Don João; 3: UEMG; 4: Rio Grande; 5: Vale dos Diamantes; 6: Guinda. Escala: 2.000 m. Fonte: Google Earth

Para que todo o conjunto de dados coletados representasse melhor a diversidade da paisagem da cidade, foram escolhidos seis pontos em locais públicos da área urbana de Diamantina (Figura 1). A definição dos pontos de coleta considerou a existência de plantas potencialmente utilizadas como recursos alimentares pelos beija-flores. Buscamos ainda uma variação no grau de urbanização e no fluxo de pessoas no local de coleta (Tabela 1), desta forma em um extremo está o ponto localizado no centro da cidade, com grande fluxo de pessoas e indivíduos vegetais isolados entre si, e no outro Distrito de Guinda (533 habitantes 9 km distante do ponto 1). Fizemos questão de inserir pelo menos um distrito, mesmo sendo mais distante dos demais pontos, pois essas aglomerações menores com nível de urbanização menos intenso refletem bem a maioria dos municípios mineiros. Incluímos também um bairro de origem recente (Vale

dos Diamantes) no qual muitos terrenos ainda se encontram com a vegetação de Campo Rupestre original, refletindo um estado mais inicial de urbanização. Além disso, é único ponto que possui área de preservação ambiental no seu entorno (60 hectares - Figura 1).

<b>Ponto</b>	<b>Riqueza de plantas (Total)</b>	<b>Pessoas</b>	<b>Distância do ponto 1</b>	<b>Nº Praça</b>
Centro da cidade	0	918,57	-	3
Largo Dom João	3	2392,23	600 m	2
UEMG	3	20,6	700 m	1
Rio Grande	2	1859,39	700 m	2
Vale dos Diamantes	3	10,55	2,67 km	0
Guinda	3	29,42	9 km	3

Tabela 1: Dados referentes a cada ponto de observação dentro do município de Diamantina-MG. Pessoas (média de circulação de pessoas por dia de observação), Ponto 1 (Centro da cidade).

## 2.1.2. Coleta de dados

### 2.1.2.1. *Beija-flores, visitas florais e fenologia das plantas*

As observações foram feitas de segunda a sábado e repetidas semanalmente ao longo de 10 meses. Cada área foi observada em um dia da semana por duas horas contínuas, sempre no período das 6:00 às 8:00 da manhã. Foram escolhidos cinco meses com histórico de menores índices pluviométricos, doravante estação seca (maio de 2019 a setembro de 2019) e cinco meses com maior precipitação, doravante estação chuvosa (outubro de 2019 a fevereiro de 2020). Ao longo dos 10 meses, foram realizadas 446 horas de observação das interações entre plantas e beija-flores. Para uma observação mais eficiente foram escolhidos pontos estratégicos que continham mais plantas floridas possibilitando maior campo de visão das interações, tanto das plantas como dos beija-flores.

Durante as observações foi utilizado binóculo 8x40 e quando não identificada a espécie, a mesma foi registrada com câmera fotográfica. O beija-flor foi considerado visitante floral quando introduziu o bico no tubo da corola, ou seja, cada flor constituiu uma visita. A forma de obtenção do recurso floral foi registrada em cada interação, sendo classificadas em legítima (inserção do bico no tubo da corola) ou ilegítima (obtenção de recurso sem acesso pelo tubo da corola). A identificação dos beija-flores baseou-se nos dados morfológicos das espécies segundo Grantsau (1988) e consulta a especialistas. Todas as vezes que o beija-flor se aproximou de um ponto de observação, o seu comportamento foi classificado em relação a tolerância com outros

visitantes florais no mesmo espaço, e também a sua estratégia utilizada para forragear. Os beija-flores não foram testados quanto a sua eficiência como polinizadores sendo referidos aqui como visitantes florais potenciais polinizadores.

As espécies vegetais floridas que foram visitadas tiveram amostras coletadas e identificadas até o menor nível taxonômico possível por meio de comparação com exsicatas do herbário DIAM, da UFVJM (Universidade Federal do Vale do Jequitinhonha e Mucuri) ou consultas a especialistas. A classificação das espécies seguiu o sistema APG IV (APG, 2016) e para verificar a origem e o grau de ameaça de cada planta, utilizamos como referência Wiersema & León (2013) e o banco de dados “Flora do Brasil 2020” (Flora do Brasil, 2020). A fenologia da floração foi acompanhada semanalmente em cada ponto. Foi contado o total de flores do indivíduo visitado e o total de flores das espécies que foram utilizadas como recurso pelos beija-flores. Os recursos energéticos foram aferidos quanto ao volume e concentração do néctar de três flores por espécie vegetal visitada, utilizando micro seringa (Hamilton 10µl), microcapilares (5µl) e refratômetro de mão (0-30 Brix). Visando garantir que não houvesse interferência nas medições, as flores utilizadas para medidas do néctar foram ensacadas ainda em pré-antese, refletindo, dessa forma, o volume acumulado de néctar.

#### *2.1.2.2. Variáveis antrópicas*

Para identificar se a presença humana interferia na riqueza de beija-flores e quantidade de visitas, foi contado o número de pessoas circulando em cada área de estudo. Estes dados foram coletados em todos os dias de observação, durante o primeiro minuto e no último minuto de observação, e calculada a média aritmética para o intervalo. Para entender se a ocupação do solo pelo processo de urbanização tem alguma interferência sobre a abundância e riqueza de beija-flores, foi coletada a porcentagem de superfície impermeável dos pontos através da ferramenta de área de polígono no Google Earth Pro 7.3.3.7699 (Google, Inc., Mountain View, CA, EUA). Cada ponto foi demarcado com uma área de dois hectares, já a superfície foi considerada como impermeável quando observadas estruturas antrópicas sobre o solo (e.g. casas, ruas, calçadas, etc...).

#### *2.1.2.3. Experimento de ruído e deposição polínica*

Escolhemos uma espécie ocorrente na maioria das áreas e realizamos um experimento específico a fim de avaliar se há consequência funcional para a reprodução

das plantas da intensidade de ruído e abundância de plantas no local. Para isso medimos a intensidade do som com um decibelímetro marca Benetech®, modelo GM1352 com faixa de medição entre 30dB a 130dB e precisão de 5dB. As medidas foram feitas em quatro pontos da cidade em dois momentos, um de alta (sexta-feira) e outro de baixa atividade humana (domingo). Nesses mesmos pontos também contamos o número de plantas florindo. A medida da consequência do efeito do barulho e abundância de plantas sobre a polinização foi aferida pela variação na deposição de grãos de pólen no estigma. Para a coleta de pólen, seis flores de dois indivíduos da espécie *Bauhinia variegata* (Fabaceae) foram ensacadas em pré-antese e expostas aos visitantes no dia das coletas de dados. Ao final do dia no qual a intensidade sonora foi avaliada, as flores foram coletadas e os estigmas transferidos para lâminas com gelatina glicerina corada com fucsina para contagem do pólen depositado sob microscopia óptica.

#### 2.1.2.4. Organização da rede

A rede de interações planta-beija-flor foi construída com base na frequência de interações entre cada espécie de planta e de beija-flor ao longo de todo o período amostral. Para a rede descrita foram calculados os seguintes valores: A Conectância (C), que é uma medida de especialização baseada em matrizes binárias que identifica a proporção dos possíveis links na rede que são realmente realizados, medindo o quanto as espécies estão conectadas na comunidade (JORDANO, 1987). Quanto menor o valor desse índice, menor será a proporção de links realizados e conseqüentemente as interações serão mais especializadas. Já o aninhamento é uma métrica que detecta o padrão no qual espécies especialistas tendem a interagir com espécies generalistas, enquanto as generalistas tendem a interagir com generalistas e com especialistas, um padrão recorrente em redes mutualísticas (VÁZQUEZ e AIZEN, 2004; LEWINSOHN *et al.*, 2006; JORDANO *et al.*, 2006). Através da análise do aninhamento quantitativo, foi verificada a presença de grupos coesos. WNODF tem como seu valor mais baixo 0, caracterizando uma rede não aninhada, e 100 para o máximo do aninhamento. A Especialização da comunidade ( $H_2'$ ) é derivada do índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ), o  $H_2'$  indica o nível de especialização de toda a rede (BLÜTHGEN *et al.*, 2006; BLÜTHGEN *et al.*, 2008). Este índice mede o nível de interações de todas as espécies em uma comunidade, comparando a distribuição de frequência das interações com a distribuição de probabilidade neutra esperada em toda a comunidade (Bluthgen *et al.* 2006). O  $H_2'$  pode variar entre 0 e 1, sendo que o valor mais baixo indica que as

espécies da rede interagem com os mesmos parceiros em igual proporção (rede mais generalista), já valores próximos a 1, indicam que cada espécie interage com um grupo exclusivo de parceiros. A Especialização da espécie ( $d'$ ) é um descritivo que identifica a seletividade de uma espécie perante a disponibilidade de parceiros (BLÜTHGEN *et al.* 2006; DORMANN *et al.* 2008). Sua medida pode variar de 0 (extrema generalização) a 1 (extrema especialização). O Grau (degree,  $k$ ) se refere a riqueza de links de cada espécie na rede. É uma medida baseada em matrizes binárias, que permite visualizar quantos parceiros tem cada espécie. E a Modularidade ( $Q$ ) utiliza o algoritmo de otimização DIRTLPAwb+ que em redes ponderadas sobrepuja a eficiência de algoritmos prévios (BECKETT, 2016). Estocástico, DIRTLPAwb+ busca os possíveis módulos dividindo repetidamente uma rede em módulos, acatando progressivamente os maiores valores de modularidade obtidos, e recalcula a modularidade até atingir o índice  $Q$  máximo (BECKETT, 2016). Dessa forma, é capaz de encontrar módulos que são organizados por prevalência de interações entre subgrupos da comunidade, facilitando definir as espécies que compartilham interações parecidas na rede (BECKETT, 2016). Este índice tem como 0 o valor mais baixo, indicando a ausência de módulos, no outro extremo, temos o valor 1, que sugere uma rede fortemente modular.

#### *2.1.2.5. Ambiente urbano X Ambiente natural*

Para melhor compreensão da ação antrópica sobre a rede de interações mutualística entre plantas e beija-flores da área urbana de Diamantina-MG, foram comparados os resultados encontrados nessa pesquisa com os de Queiroz (2018). Este é o único trabalho que identifica a comunidade de beija-flores e seus recursos na área natural do entorno do ambiente urbano estudado no presente trabalho, além disso, descreve o padrão da rede de interações beija-flor-planta desta área, a variação temporal destes padrões e tenta explicar os processos biológicos subjacentes a esses padrões.

#### *2.1.3. Análise de Dados*

Para avaliar se o esforço amostral foi suficiente para representar os padrões e variações realmente existentes no campo de observação, foi analisada a suficiência amostral. Para isso, foram utilizados os pacotes iNEXT (HSIEH *et al.*, 2016), devtools (WICKHAM & CHANG, 2016) e ggplot2 (WICKHAM, 2009) para gerar graficamente a chamada “curva de rarefação”, que foi criada através da análise do número de táxons e o número de amostras realizadas. Consideramos que a suficiência amostral foi

satisfatória com a saturação dada pela assíntota da curva (GOTELLI & COLWELL, 2001; MAGURRAN, 2004).

Para avaliar a influência das variáveis independentes selecionadas (temperatura, precipitação, impermeabilidade do solo, fluxo de pessoas, ponto, quantidade de flores, volume de néctar, concentração e açúcar, riqueza de plantas) sobre a taxa de visitação dos beija-flores, foi usada a análise da modelagem multivariada (inúmeras combinações de variáveis independentes). Este método seleciona o modelo mais adequado levando em consideração o princípio da parcimônia, ou seja, busca o menor número possível de variáveis independentes (BURNHAM & ANDERSON, 2002; CALCAGNO & MAZANCOURT, 2010). Para essa análise, foi utilizada a função *glmulti* (CALCAGNO & MAZANCOURT, 2010), a qual gera uma lista de todos os modelos possíveis em ordem decrescente do valor do AIC (Akaike Information Criterion). Para comparar a eficiência dos modelos, foi calculado o valor de  $\Delta AIC$  (diferença entre AIC para um dado modelo e o melhor modelo considerado), que tem como parâmetro da adequabilidade dos modelos  $\Delta AIC \leq 2$  (BURNHAM & ANDERSON, 2004). Utilizando o mesmo método descrito anteriormente (mas em uma nova análise), verificamos se as variáveis independentes abundância de plantas e ruído explicam a deposição de pólen no estigma das flores de *B. variegata*. E para investigar se há diferença na quantidade de pólen depositado entre os dois períodos de coleta, somamos o pólen coletado de cada período e posteriormente analisamos os resultados.

A modularidade (Q) da rede foi calculada com a função *computeModules* do pacote bipartite (DORMANN et al., 2008). As métricas da conectância (C), grau (degree), índice de especialização da espécie (d'), especiação em nível de comunidade ( $H_2'$ ) e aninhamento foram calculados através das funções *networklevel* e *specieslevel* do pacote bipartite (DORMANN et al., 2008; R Development Core Team, 2012).

A significância das métricas foi avaliada comparando-se os dados empíricos exibiam padrões significativamente diferentes dos randomizados. Usando o modelo conservador *vaznull* do pacote bipartite, comparamos os valores observados com 1000 aleatorizações dos modelos nulos gerados, este modelo restringe o tamanho e o número total de interações da rede nula, mantendo a conectância constante (VÁZQUEZ et al., 2005; DORMANN et al. 2008). A comparação dos dados ecológicos com modelos nulos é importante para verificarmos se há diferença em relação a randomização, podendo assim, inferir algum processo ecológico subjacente a rede estudada.

Todas as análises estatísticas das métricas de rede e os gráficos presentes neste estudo, foram obtidos com análises desenvolvidas utilizando a linguagem de programação do software R 4.0.2, (R Development Core Team, 2012).

## 2.2. RESULTADOS

Encontramos sete espécies de beija-flores (Apêndice A), o que corresponde a 77,78% da riqueza de beija-flores encontrada por Queiroz (2018) em área natural adjacente. *Eupetomena macroura* foi a espécie mais frequente (57,83% do total de interações), seguido de *Chlorostilbon lucidus* (20,35%). Com frequências muito menores registramos *Phaethornis pretrei*, *Campylopterus largipennis* e *Calliphlox amethystina*, os quais somaram juntas somente 1,15% das visitas registradas. Durante todo o estudo foram observadas nove espécies de planta sendo visitadas por beija-flores em contraste as 50 espécies registradas por Queiroz (2018 - Apêndice B). Estas espécies estão distribuídas em oito famílias e nove gêneros. Fabaceae (2 spp) foi a única família com mais de uma espécie. *Bauhinia variegata* (47,59% visitas) foi a planta que recebeu mais visitas dos Trochilídeos em suas flores, seguida por *Grevillea banksii* (19,08% - Figura 2).

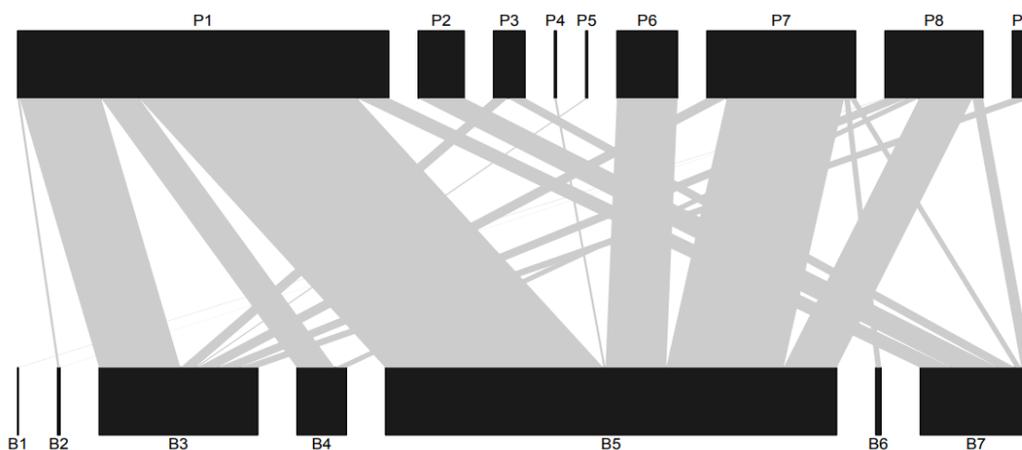


Figura 2: Rede de interações entre plantas e beija-flores em área urbana de Diamantina-MG-Brasil. Barras superiores representam as plantas (*B. variegata* (P1), *S. splendens* (P2), *A. pictum* (P3), *M. erythrochamys* (P4), *L. camara* (P5), *S. campanulata* (P6), *G. banksii* (P7), *C. citrinus* (P8), *C. pluviosum var peltophoroides* (P9)) e inferiores os beija-flores (*C. amethystina* (B1), *C. largipennis* (B2), *C. lucidus* (B3), *C. serrirostris* (B4), *E. macroura* (B5), *P. pretrei* (B6), *T. furcata* (B7)). A espessura dos retângulos representa o número de interações que cada espécie realizou na rede.

O ponto no bairro Vale dos Diamantes apresentou maior abundância de plantas visitadas por beija-flores. Apesar de todos os pontos compartilharem esforço amostral semelhante, no ponto localizado no centro da cidade não foi avistada nenhuma

planta recebendo visita de beija-flores. Neste local foram observados, embora não registrados sistematicamente, apenas outros grupos de visitantes florais.

Entre os seis pontos selecionados para a observação, o Vale dos Diamantes foi a área na qual ocorreu maior número de visitas de beija-flores (39,79%), e também a maior riqueza (Figura 3). Este foi o único ponto no qual todas as sete espécies de beija-flor foram avistadas (Figura 3), incluindo três registros exclusivos (*P. pretrei*, *C. largipennis* e *C. amethystina*).

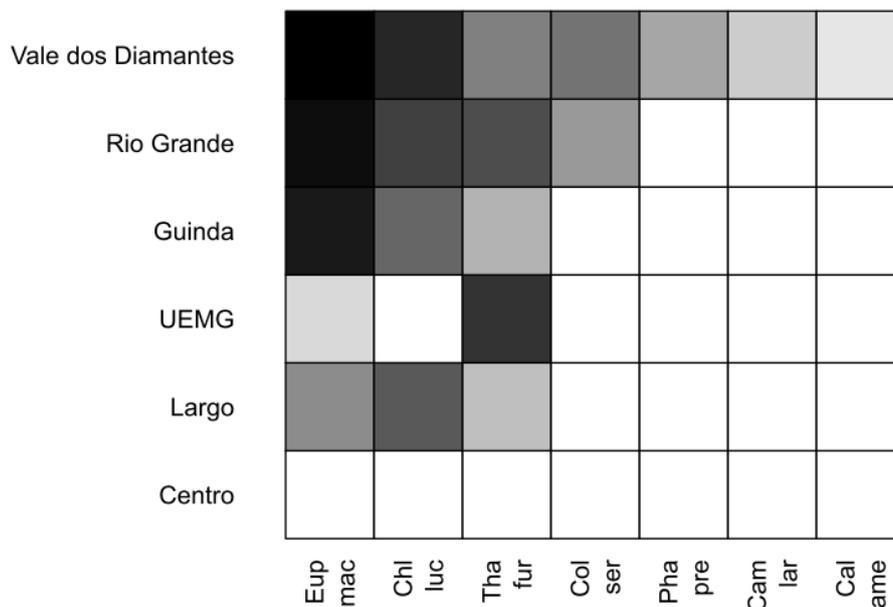


Figura 3 – Distribuição das visitas dos beija-flores em cada ponto de observação na cidade de Diamantina-MG. Cores mais intensas representam pontos com maior quantidade de visita de beija-flores. *Eupetomena macroura* (Eup mac), *Chlorostilbon lucidus* (Chl luc), *Thalurania furcata* (Tha fur), *Colibri serrirostris* (Col ser), *Phaethornis pretrei* (Pha pre), *Campylopterus largipennis* (Cam lar), *Calliphlox amethystina* (Cal ame). Na vertical (eixo Y) - Locais de coleta e na horizontal (eixo X) - Espécies de beija-flor.

As flores visitadas por beija-flores na área urbana de Diamantina foram todas de espécies que não são nativas do Campo Rupestre. *Cenostigma pluviosum* var *peltophoroides*, *Salvia splendens* e *Abutilon pictum* foram as únicas espécies nativas do Brasil (mas que não ocorrem naturalmente no Campo Rupestre) que receberam as visitas dos beija-flores. Para efeito de registro, espécies (*Tabebuia pentaphylla* e *Jacaranda mimosifolia*) já descritas, cuja flores oferecem néctar como recurso alimentar, foram acompanhadas durante sua floração e não foi registrada nenhuma visita de beija-flores nelas (Figura 4).



Figura 4: Espécies florescendo nos pontos centro da cidade (*Tabebuia pentaphylla*), e Largo Dom João (*Jacaranda mimosaeifolia*).

As espécies *Abutilon pictum* e *Spathodea campanulata*, só receberam visitas de forma ilegítima realizadas por três espécies de beija-flores (*E. macroura*, *C. lucidus* e *T. furcata*). Para o acesso ilegítimo os beija-flores utilizaram de aberturas preexistentes (Figura 5) feitas pela abelha *Trigona spinipes* (Fabr.) comportando-se como ladrões secundários. De todas as visitas observadas, 10,59% foram realizadas de forma ilegítima.



Figura 5: Flores da espécie *Abutilon pictum* com um pequeno furo na base do cálice, utilizado para visitas ilegítimas de beija-flores no campus da Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG) em Diamantina, Minas Gerais, Brasil. Foto de Welkley Barbosa de Faria.

Observamos o comportamento antagonista intra e interespecífico entre os beija-flores. *Thalurania furcata* concentrou as suas visitas a flores (96,74%) do ponto UEMG. Neste local o seu comportamento foi exclusivamente territorialista, no entanto, nos outros pontos apresentou a estratégia de parasita de território. *Eupetomena macroura* manteve predominantemente o comportamento de territorialista, entretanto, durante a floração da *Spathodea campanulata* foi comum o agrupamento de até cinco indivíduos da mesma espécie visitando as suas flores. Já *P. pretrei* foi a única espécie eremita registrada e as suas visitas foram exclusivas às pequenas flores de *G. banksii*.

O total de interações acumulado revelou uma rede não aninhada (WNODF= 48;  $p = 80.73099$ ) com baixa conectância ( $C = 0,34$ ), baixa especialização ( $H_2' = 0.27$ ;  $p = 0.00397131$ ) e modularidade ( $Q = 0.19$ ;  $p = 0.02039845$ ). A rede de interações referente a área natural, apresentou resultados parecidos, sem aninhamento (WNODF = 29,15) com baixa conectância ( $C = 0,20$ ), baixa especialização ( $H_2' = 0,37$ ) e baixa modularidade ( $Q = 0,27$ ). Na rede natural estudada por Queiroz (2018) foram detectados cinco módulos, enquanto na urbana, foram identificados quatro módulos (Figura 6). O primeiro módulo foi composto somente por *C. lucidus*, beija-flor de bico pequeno e com várias visitas registras ao longo do ambiente urbano. Já as plantas que compõe esse módulo, possuem flores pequenas e foram especializadas, pois só receberam visita desse beija-flor. O segundo módulo foi composto por três espécies de beija-flores que aparentemente encontraram dificuldade em forragear em locais urbanizados, pois em geral, visitaram as plantas que estavam na borda da cidade. Já no terceiro módulo, embora com suficiência amostral, *E. macroura* teve mais visitas a plantas fora do que dentro do módulo reafirmando a fraca modularidade. Além disso, essa espécie altamente generalista, compartilhou o módulo com *P. pretrei*, que possui comportamento de forrageamento bem distinto e mais especializado. Já o módulo quatro refletiu a principal estratégia de forrageamento adotada por *T. furcata*, ou seja, manter-se empoleirado por longos períodos ao lado do seu recurso e intercalar suas visitas entre as duas espécies botânicas que compõe o módulo.

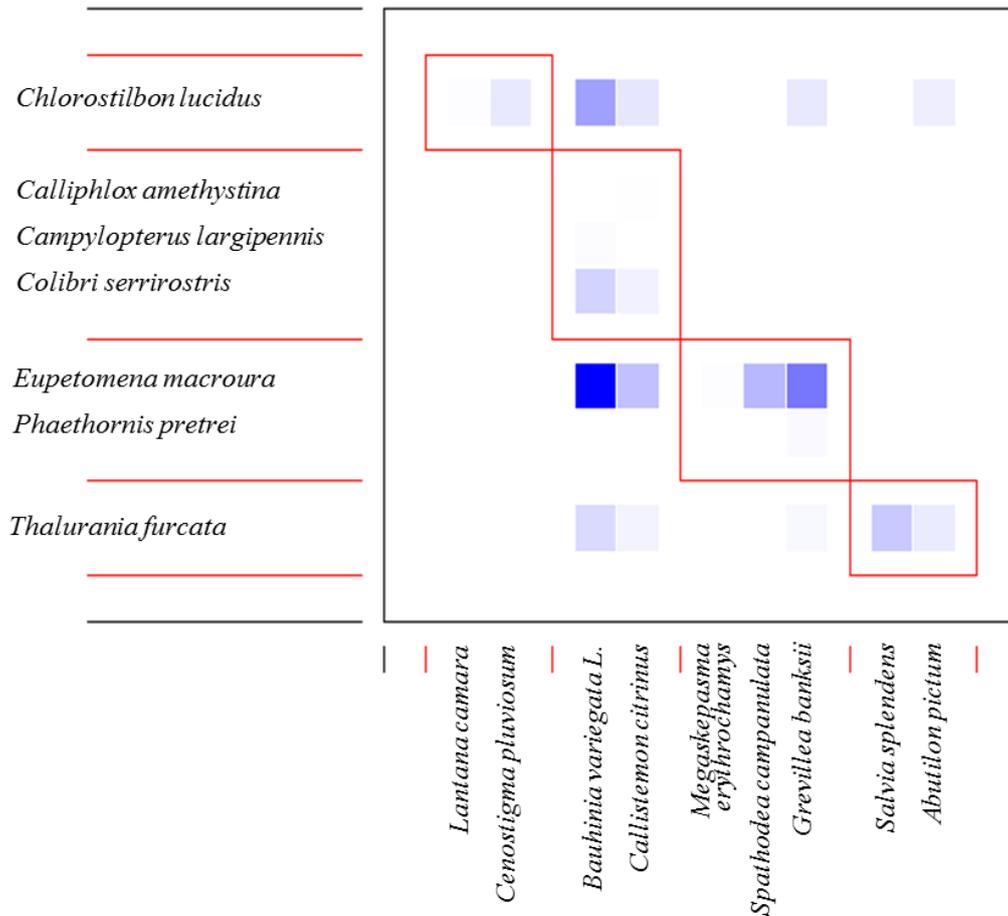


Figura 6: Módulos da rede de interações de plantas e beija-flores na área urbana de Diamantina-MG.

No nível de espécie, *Thalurania furcata* foi o beija-flor com maior especialização ( $d' = 0.39486$ ), e *C. largipennis* o menos especializado ( $d' = 0.08738$ ). Com 1218 visitas as flores de seis espécies de planta (Apêndice B), *C. lucidus*, registrou o maior número de parceiros (degree = 6), entre os beija-flores, já *C. amethystina* e *P. pretrei* apresentaram o menor grau (degree = 1), com sete e 42 visitas, respectivamente, os dois interagiram com apenas uma espécie de planta. Entre as plantas, *Callistemon citrinus* (degree = 6), apresentou maior quantidade de parceiros (grau), já a espécie com maior especialização foi a *Salvia splendens* ( $d' = 0.687215$ ) que recebeu a visita de apenas um beija-flores.

As análises de regressão linear realizadas não revelaram um modelo que explicasse o efeito da urbanização sobre a taxa de visitação dos Trochilídeos (APÊNDICE L). Já o experimento realizado para avaliar o efeito de ruídos sobre a deposição polínica, mostrou que as variáveis ruído e abundância de plantas não interferiram no padrão de deposição de pólen. No entanto, os resultados revelam que a

deposição de pólen no período de baixa atividade humana (1359 grãos de pólen) foi expressivamente maior que no período de alta atividade humana (730 grãos de pólen).

### 2.3. DISCUSSÃO

A análise da rede de interações entre plantas e beija-flores na cidade histórica de Diamantina - Minas Gerais demonstrou um forte efeito de filtragem ecológica dado pela urbanização em relação a quais espécies de beija-flores se estabelecem e especialmente, com quais plantas interagem no ambiente urbano. Entretanto, a seleção de modelo revelou que as espécies que já visitam as flores da área urbana parecem ser bastantes resistentes aos distúrbios causados pelas variáveis que medimos. Embora a riqueza de beija-flores na área urbana tenha sido semelhante à das áreas naturais no entorno da cidade (sete contra nove espécies respectivamente – Queiroz, 2018), a espécie mais frequente nos ambientes naturais, o beija-flor endêmico da Serra do Espinhaço, *Augastes scutatus* sequer apareceu na área urbana. Além disso, percebemos que os beija-flores urbanos em Diamantina - MG interagem exclusivamente com plantas que não são nativas do Campo Rupestre (vegetação predominante na região). Percebemos ainda que embora a intensidade de ruído não tenha explicado a deposição de pólen nos estigmas de *Bauhinia variegata*, esta deposição apresentou relação com a atividade humana nos ambientes estudados, revelando um efeito do modo de vida urbano sobre o processo de polinização nesse contexto. Abaixo discutimos nossos resultados em maior detalhe.

#### 2.3.2. Assembleia de beija-flores

As espécies registradas nesta pesquisa representam aproximadamente 20% dos troquilídeos já catalogados no Bioma cerrado. Essas mesmas espécies também já foram descritas forrageando em ambientes urbanos (FRANCHIN & MARÇAL JÚNIOR, 2004; JUSTINO, 2009; PREVIATTO *et al.*, 2013; MENDES *et al.*, 2018). No entanto, a família dos Trochilídeos pode apresentar características comportamentais distintas, pois segundo Feinsinger & Colwell (1978) indivíduos da subfamília Phaethornitinae estão mais adaptados a ambientes com maior densidade vegetal, o que explicar a presença esporádica (somente três dias) de apenas uma espécie desta subfamília visitando o ambiente urbano, em contrapartida, a literatura relata que as espécies de Trochilinae são mais avistadas em ambientes abertos como o local do

presente estudo (MENDONÇA & ANJOS, 2005). Como exemplo, as três espécies *Eupetomena macroura*, *Chlorostilbon lucidus*, e *Thalurania furcata* que mais visitaram o ambiente aqui estudado, também já foram amplamente relatadas forrageando em áreas urbanas por diversos estudos, revelando serem espécies bem adaptadas a este ambiente, sendo frequentemente até consideradas residentes destas áreas (MENDONÇA & ANJOS, 2005; JUSTINO, 2009; PREVIATTO *et al.*, 2013; MARCON, 2016; MENDES *et al.*, 2018; MARUYAMA *et al.* 2019).

### 2.3.3. Comportamento dos beija-flores

Segundo Robinson & Holmes (1982), a defesa do território por algumas espécies é influenciada pelos recursos que o ambiente e seu entorno podem oferecer para a espécie, o que pode explicar o comportamento exclusivamente territorialista apresentado por *E. macroura*. Já *T. furcata* apresentou diversas estratégias de forrageamento, Palmeira (2003) além de descrevê-lo como uma espécie que evita embates com intrusos, também observou essa plasticidade no seu comportamento. Bastante frequente e mantendo exclusivamente a estratégia de *trap-lining*, *C. lucidus* demonstrou que pode desempenhar um importante papel no fluxo gênico da comunidade visitada, pois esta estratégia favorece a troca de pólen entre indivíduos da mesma espécie que estão mais distantes (SNOW e SNOW, 1986; LINHART, 1973; COELHO & BARBOSA, 2003; ARAÚJO *et al.*, 2011; WOLOSKI *et al.*, 2013, FERREIRA *et al.*, 2016). Já em contrapartida, as espécies *C. amethystina*, *C. largipennis*, *C. serrirostris* e *P. pretrei* tiveram uma presença tímida, o que pode estar relacionado com a evitação do confronto antagonista, já que *E. macroura*, defendia os territórios nos quais elas foram avistadas. Isto sugere que o comportamento dominante da espécie *E. macroura* pode reduzir a riqueza e/ou a abundância de beija-flores de uma área especialmente em áreas urbanas onde os recursos estão isolados em manchas (STILES 1981; MARTINEZ DEL RIO & EGUIARTE 1987, MARUYAMA *et al.* 2019).

### 2.3.4. Urbanização

Como já foi demonstrado na literatura (Chace & Walsh 2006;) a presença de remanescentes de vegetação nativa é muito importante para a preservação da biodiversidade local, pois a composição e riqueza de espécies são menores nas paisagens exóticas e recentemente desenvolvidas do que em locais com remanescentes de áreas nativas (White *et al.* 2005). Isso indica que a alta riqueza e exclusividade de

três espécies no único ponto que possui no seu entorno uma área de preservação ambiental, pode ter influenciado a presença destas espécies, o que demonstra a importância de mais áreas similares em ambientes urbanos. Além disso, para Pauw & Louw (2012) a área urbana funciona como uma barreira, e quanto mais se distancia da área natural, menor seria a riqueza de aves nectarívoras.

Apesar de apresentar a maior área impermeável, o ponto Rio Grande foi o segundo local em número de visitas e riqueza de beija-flores. No entanto como todas as visitas nessa área ocorreram em flores de *B. variegata*, entendemos que a presença de uma única espécie muito recompensadora possa explicar o porquê a área de superfície impermeável não tenha sido correlacionada com a quantidade de visitas de beija-flores.

### 2.3.5. Comparação entre redes urbana e nativa

Comparando nossos resultados com os de Queiroz (2018), percebemos um empobrecimento drástico da riqueza de plantas, no entanto, aparentemente não foi uma variável determinante para a redução de nove espécies de beija-flores no ambiente natural para sete na área urbana. Isso indica que mesmo o processo de urbanização modificando completamente a paisagem, as novas espécies de plantas introduzidas nesse ambiente podem representar um substitutivo alimentar para a maioria dos beija-flores nativos. Há que se considerar, no entanto, os prejuízos para a homogeneização biótica e re-arranjo da estrutura da comunidade. Para Dylewski *et al.* (2020) a flora urbana desempenha um papel relevante no fornecimento de recurso para as comunidades de polinizadores locais. E até mesmo pequenas áreas verdes podem ser capazes de abrigar uma considerável riqueza de polinizadores (JĘDRZEJSKA-SZMEK & ZYCH, 2013).

Ao analisar a riqueza de beija-flores nas duas estações, observamos que possivelmente os resultados devem estar associados a disponibilidade de recurso, pois enquanto o ambiente rupestre pode apresentar contraste da sazonalidade, jardins urbanos são ecossistemas controlados, o que os torna mais estáveis durante o ano. Dessa forma, a maior riqueza apresentada no ambiente urbano durante a seca, pode estar relacionada com um período de maior restrição de recurso da área natural. Já ao comparar as assembleias de beija-flores dos dois ambientes, pode-se observar principalmente a mudança da composição das espécies, especialmente nas suas frequências relativas, com destaque para *Augastes scutatus*, que no ambiente natural foi a espécie com maior número de visitas (69,74%). Queiroz (2018) relata que essa espécie

foi a mais generalista e a única a forragear ao longo de todo o ano. No entanto, embora o seu bico curto possa acessar alguns dos recursos florais, ela não foi registrada na área urbana, indicando requerimentos específicos que essa espécie endêmica possa apresentar em relação a outros fatores para além da disponibilidade de néctar. Já em contrapartida *E. macroura* com 11,65% das interações no ambiente natural, demonstrou elevada habilidade para explorar o recurso disponível em um ambiente urbanizado (57,83% das visitas), o que pode estar ligado a predominância de plantas com ofertas de grandes quantidades de recursos florais nas áreas urbanas (JUSTINO *et al.* 2012, MARUYAMA *et al.* 2019, NASCIMENTO *et al.* 2020).

Quando comparamos as redes, na área natural houve uma modularidade um pouco mais alta que na área urbana, o que pode estar relacionado com o seu tamanho, pois segundo Olesen *et al.* (2007) redes maiores tendem a ser mais modulares que as menores. Analisado os módulos, observamos que apesar das interações serem novas e constituídas em um ambiente potencialmente hostil, as relações são estruturalmente complexas, dando origem a agrupamentos com interações distintas, que em sua maioria, é possível identificar qual o padrão modelador das relações. Nossos resultados de especialização no nível de comunidade também foram mais baixos. Isto já era esperado, pois estudos já demonstraram uma tendência em uma maior interação entre polinizadores mais generalistas com plantas exóticas (MEMMOTT & WASER 2002, TRAVESET *et al.* 2013). Além disso, já foi observada uma relação entre ambientes mais jovens e degradados com redes menos especializadas (TAKI & KEVAN 2007; ALBRECHT *et al.*, 2010). E redes de interações mais estáveis como a descrita por Queiroz (2018), tendem a ser mais especializadas (BAKER & HURD, 1968; STEBBINS, 1970). As duas redes não apresentaram aninhamento, uma tendência que Bascompte *et al.* (2003) relata comum para redes com menos de 50 espécies e que retratam apenas um grupo funcional de polinizadores, neste caso, os beija-flores. A área natural teve uma menor conectância, o que pode ser atribuído a sua alta diversidade e endemismo associada a flora mais homogênea e generalista do ambiente urbano.

Nossos resultados mostram que 87% das visitas dos Troquilídeos do ambiente urbano foram feitas a plantas que originalmente são de continentes que os beija-flores não fazem parte da fauna, o que indica que as interações registradas nessa pesquisa são relativamente novas e oportunistas. Devemos considerar que redes pequenas como no caso da urbana aqui avaliada, são muito mais propensas ao colapso quando expostas a impactos de uma perturbação (MELLO *et al.* 2011). Isso nos remete

a importância de estudos que se proponham a encontrar alternativas mais eficientes de integrar esses dois ambientes e atenuar os efeitos da urbanização sobre a flora e fauna nativas. Mostra também que os beija-flores são capazes de se estabelecer em ambientes urbanos e são extremamente flexíveis na escolha dos itens alimentares.

### 2.3.6. Ruído e deposição polínica

Estudos já demonstraram que a poluição sonora e a composição da vegetação podem interferir diretamente na riqueza e abundância da avifauna urbana, e que pode inclusive atuar em um momento anterior, impedindo ou limitando que determinadas espécies acessem o ambiente urbano (FONTANA *et al.*, 2011; PICKETT *et al.*, 2011). Francis (2012) considerando só a polinização por beija-flores descobriu que o aumento do ruído teve efeito positivo na polinização de flores artificiais por essas aves. Já no presente estudo, encontramos evidências de que nem a abundância de plantas e nem a poluição sonora afetam os polinizadores que já forrageiam no ambiente urbano, mas a presença de pessoas altera o padrão de deposição de pólen nos estigmas das plantas deste ambiente. Grantsau (1989) e Blair (1996) relatam que cada espécie responde de forma diferente a interferência antrópica, e a urbanização pode servir como um filtro ambiental. Neste sentido, a espécie de planta avaliada nesse estudo é polinizada não só por beija-flores, mas também por abelhas (Santos *et al.*, 1993) que possivelmente respondam de outra forma aos mesmos parâmetros avaliados. Dessa forma sugerimos para trabalhos futuros a investigação dos efeitos da urbanização sobre deposição polínica por grupos de polinizadores, bem como, avaliar o efeito de dias com diferentes intensidades de atividade humana sobre a riqueza e abundância dos grupos de polinizadores e suas consequências funcionais para a reprodução de plantas.

### **Agradecimento**

Agradeço a UFVJM pela concessão da bolsa durante todo o período de realização deste trabalho, Sabrina Lopes pela ajuda no experimento de deposição de pólen e todos aqueles que fizeram parte dessa caminhada. Agradeço também a CAPES e ao PPGBA pela oportunidade de formação.

## 2.4. REFERÊNCIAS

- ABREU, C. R.; VIEIRA, M. F. Os beija-flores e seus recursos florais em um fragmento florestal de Viçosa, sudeste brasileiro. *Lundiana*. 129-134. 2004.
- ALBRECHT, M.; RIESEN, M.; SCHMID, B. Plant–pollinator network assembly along the chronosequence of a glacier foreland. *Oikos* 119: 1610-1624. 2010.
- ALCKMIN, G.; COVAS, B.; COSTAS, Y.C. Cadernos de Educação Ambiental. Fauna Urbana – Volume I. Governo do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente, SP. 24-29. 2013.
- ALLAN J. R.; VENTER O.; WATSON J. E. M. Temporally inter-comparable maps of terrestrial wilderness and the Last of the Wild. *Dryad Digital Repository*. 8. 2017.
- ALTSHULER, D. L.; DUDLEY, R.; MCGUIRE J. A. Resolution of a paradox: hummingbird flight at high elevation does not come without a cost. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101:17731–17736. 168. 2004.
- APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. – *Bot. J. Linn. Soc.* 181: 1–20. 2016.
- ARAUJO, A. C.; SAZIMA, M. The assemblage of flowers visited by hummingbirds in the “capões” of Southern Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Flora* 189: 1-9. 2003.
- ARGEL-DE-OLIVEIRA, M.M. Aves urbanas. *Anais do V Congresso Brasileiro de Ornitologia*. Campinas, Brasil, 151 – 162, 1996.
- BAKER H.G.; HURD P.D. Intrafloral ecology. *Annu Rev Entomol.* 13:385–415. 1968.
- BARTLEWICZ, J.; LIEVENS, B.; HONNAY, O. & JACQUEMYN, H. Microbial diversity in the floral nectar of *Linaria vulgaris* along an urbanization gradient. *BMC Ecology* 16, 2016.
- BASCOMPTE, J., JORDANO P.; MELIAN C. J. & OLESEN J. M. The nested assembly of plant–animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)* 100:9383–9387. 2003.
- BASCOMPTE, J.; JORDANO P. & OLESEN J. M. Asymmetric coevolutionary networks facilitate biodiversity maintenance. *Science* 312:431–433. 2006.
- BAWA, K.S. Plant-pollinator interactions in a tropical rain forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 21: 339-422. 1990.
- BECKERMAN, A. P.; PETCHEY, O. L. & WARREN, P. H. Foraging biology predicts food web complexity. *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)* 103:13745– 13749. 2006.

- BECKETT, S. J. Improved community detection in weighted bipartite networks Subject Category: Subject Areas: Author for correspondence: [s. l.]. R. Soc. open sci.3: 140536. 18. 2016.
- BELL, C. E.; WILEN, C. A.; Stanton, A. E. Invasive plants of horticultural origin. *Hortscience*, v. 38. 14-16, 2003.
- BENVENUTI, S. Wildflower green roofs for urban landscaping, ecological sustainability and biodiversity. *Landscape and Urban Planning* 124, 151–161. 2014
- BINGGELI, P. The human dimensions of invasive woody plants. In McNeely, J.A. (Ed.) *The great reshuffling - Human dimensions of invasive alien species*. IUCN, Gland. 145-159. 2000.
- BLAIR, R.B. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications*. 6, 506-519. 1996.
- BLEM C.R.; BLEM L. B.; FELIX J.; GELDER J. V. Rufous hummingbird sucrose preference: precision of selection varies with concentration. *The Condor*, 102, 235-238. 2000
- BRAGA, R.; CARVALHO, P. F. C. Recursos hídricos e planejamento urbano e regional. Rio Claro: Laboratório de Planejamento Municipal-IGCE-UNESP. 113-127. 2003
- BRO (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos). Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos, São Paulo 2003. Disponível em <<http://www.ib.usp.br/cbro>> (acessado em 20 de outubro de 2019).
- Bronstein J. L.; Barker J.L.; Lichtenberg E. M.; Richardson L. L. & Irwin R. E. The behavioral ecology of nectar robbing: why be tactic constant? *Current Opinion in Insect Science* 21: 14-18. 2017.
- BUCHMANN, S. L.; NABHAN, G. P. *The Forgotten Pollinators*. Island Press, Washington, DC. 292. 1996.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. Springer. 518. 2002.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. Multimodel Inference: Understanding AIC and BIC in Model Selection. *Sociological Methods and Research*, 33, 261-304. 2004
- BUZATO, S.; SAZIMA, M.; SAZIMA, I. Hummingbird-pollinated floras at three Atlantic Forest sites. *Biotropica*. 824-841. 2000.
- CALCAGNO, V.; MAZANCOURT, C. de. glmulti : An R Package for Easy Automated Model Selection with (Generalized) Linear Models. *Journal of Statistical software*, 34, 1–29, 2010.

CANELA, M. B. F. Interações entre plantas e beija-flores numa comunidade de floresta atlântica montana em Itatiaia, RJ. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1-75, 2006.

CBRO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. Listas das Aves do Brasil. Versão 09/08/2009. [Acessado em: 09-10-2019]. Disponível em: <http://www.cbro.org.br/CBRO/listabr.htm>. 2009.

CGEE - Centro de gestão e estudos estratégicos. Importância dos polinizadores na produção de alimentos e na segurança alimentar global. Brasília, DF: CGEE. 124. 2017.

CHACE, J. F., e J. J. WALSH. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* 74:46-69. 2006.

CHARLESWORTH, D.; CHARLESWORTH, B. Inbreeding depression and its evolutionary consequences. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18, 237–268. 1987.

COELHO, C. P.; BARBOSA, A. A. A. Biologia reprodutiva de *Palicourea macrobotrys* Ruiz & Pavon (Rubiaceae): um possível caso de homostilia no gênero *Palicourea* Aubl. *Revista Brasileira de Botânica* 26(3): 403-413. 2003.

COLLINS, B. Nectar intake and foraging efficiency: responses of honeyeaters and hummingbirds to variations in floral environments. *The American Ornithologists' Union*, *Auk* 125:574–587. 2008

COSTA, E. C.; CANTARELLI, E. B. Entomologia florestal aplicada. Santa Maria: Fundação de Apoio a Tecnologia e Ciência - Editora UFSM, 256 . 2015.

COSTA, F. A. P. L. Ecologia, Evolução e o Valor das Pequenas Coisas. Edição do Autor. 58-61, 2003

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; GROOT, R.; FARBER, S.; GROSSO, M.; HANSEN, B.; LIMBERG, K.; NAEEM, S.; O'NEIL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P.; BELT, M. VAN DEN. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387. 253, 1997.

COTTON, P. A. Coevolution in an Amazonian hummingbird–plant community. *Ibis*, 140, 639–646. 1998.

CURITIBA. Rede de Proteção Animal – Cidade de Curitiba. Disponível em: <<http://www.protecaoanimal.curitiba.pr.gov.br/Conteudo/ProtecaoAnimal.aspx>>. Acesso em: 02 out 2019. 2018.

DALE, V. H.; BROWN, S.; HAUEBER, R. A.; HOBBS, N. T.; HUNTLY, N.; NAIMAN, R. J.; RIEBSAME, W. E.; TURNER, M. G.; VALONE, T. J. Ecological principles and guidelines for managing the use of land. *Ecol. Appl.* 10, 639-670. 2000.

- DAILY, G. C.; MATSON P. A.; VITOUSEK P. M. Ecosystem services supplied by soil. in G. Daily, editor. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, D.C. 113-132. 1997.
- DEL HOYO, J.; ELLIOT, A.; CHRISTIE, D. A. *Handbook of the birds of world. Broadbills to Tapaculos*. Barcelona Lynx Edicions, 845. 2003.
- DIAMOND, F.; WILLIAM, H. K.; DUONG, P.; JARED, M. L. C. Food Passage and Intestinal Nutrient Absorption in Hummingbirds. *The Auk*, No. 3. 453-464. 1986
- DYLEWSKI, L.; MAĆKOWIAK L.; BANASZAK-CIBICKA, W. Linking pollinators and city flora: how vegetation composition and environmental features shapes pollinators composition in urban environment. *Urban Forestry and amp; Urban Greening*, 26. 2020.
- DORMANN, C. F.; GRUBER B.; FRÜND, J. Introducing the bipartite package: analyzing ecological networks. *R News*, 8, 8–11, 2008.
- DORMANN, C. F.; STRAUSS, R. A method for detecting modules in quantitative bipartite networks. *Methods in Ecology and Evolution* 5:90–98. 2014.
- DYDERSKI, M. K., GDULA, A. K., JAGODZIŃSKI, A. M. “The rich get richer” concept in riparian woody species – A case study of the Warta River Valley (Poznań, Poland). *Urban Forestry & Urban Greening* 14, 107–114. 2015
- ENDRESS, P. K. *Diversity and evolutionary biology of tropical flower*. Cambridge University Press, Cambridge. 499. 1994.
- FAGIONATO-RUFFINO, S.; FIEKER C.Z.; REIS M. G.; O potencial de bebedouros artificiais de beija-flores para a educação ambiental. *Fórum ambiental da alta Paulista* V. 07, N. 06, 934-949. 2011
- FERREIRA, E. A.; JUNGLOS M. S.; JUNGLOS F. S.; POLATTO, P. P. *Polinização em plantas frutíferas e de subsistência*. Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul, Unidade Universitária de Ivinhema. 6. 2014.
- FEINSINGER, P.; COLWELL, R. K. Community organization among Neotropical nectar feeding birds. *American Zoologist*. 18: 779-795. 1978.
- FEINSINGER, P. Coevolution and pollination. In *Coevolution* (D.J. FUTUYMA & M. SLATKIN, EDS.). Sinauer Associates, Sunderland, 282-310. 1983
- FEINSINGER, P. Ecological interactions between plants and hummingbirds in a successional tropical community. *Ecological monographs* 48: 269-287. 1978
- FILHO, E. P. M. C.; ZORZIN, G.; CANUTO, M.; CARVALHO, C. E. A.; CARVALHO, G. D. M. Aves de rapina diurnas do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *MG Biota*, v.1, n.5, 1-43, 2009.

FLORA DO BRASIL 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 22 de Junho de 2020.

FLYNN, D.; GOGOL-PROKURAT, M.; NOGEIRE, T.; MOLINARI, N.; RICHERS, B.; LIN, B.; SIMPSON, N.; MAYFIELD, M. & DECLERCK, F. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12:22-33. 2009

FONSECA, L. C. N.; VIZENTIN-BUGONI, J.; RECH, A. R.; ALVES, M. A. S. Plant-hummingbird interactions and temporal nectar availability in arestinga from Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências (Online)*, 2163-2175, 2015.

FONTANA, C.; BURGER, M. I.; MAGNUSSON, W. Bird diversity in a subtropical South-American City: effects of noise levels, arborisation and human population density. *Urban Ecosystems* 14:341-360. 2011.

FRANCESCHINELLI, E. V.; BAWA, K. S. The effect of ecological factors on the mating system of a South American shrub species (*Helicteres brevispira*). *Heredity (Edinb)* 84: 116-123. 2000.

FRANCHIN, A. G. e MARÇAL JUNIOR, O. A. riqueza da avifauna no Parque Municipal do Sabiá, zona urbana de Uberlândia (MG). *Revista Biotemas*, v. 17, n. 1, p. 179-202. 2004.

GABRIEL, V. A.; PIZO, M. A. Foraging Behavior of Tyrant Flycatchers (Aves, Tyrannidae) in Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 22 (4), 1072-1077. 2005.

GEERTS, S.; PAUW, A. Hyper-specialization for long-billed bird pollination in a guild of South African plants: the Malachite Sunbird pollination syndrome. *South African Journal of Botany*, 75, 699-706. 2009.

GOLDSMITH, T. H. Hummingbirds see near ultraviolet light. *Science* 207:786-788. 1980

GOLDSMITH, T.; GOLDSMITH, K. Sense of smell in the Black-chinned Hummingbird. *Condor* 84:237-238. 1982

GONZÁLEZ-GÓMEZ, P. L.; VALDIVIA, C. E. Direct and indirect effects of nectar robbing on the pollinating behavior of *Patagona gigas* (Trochilidae). *Biotropica* 37, 693-696. 2005.

GOSSNER, M., LEWINSOHN, T., KAHL, F., BOCH, S. T. Land-use intensification causes multitrophic homogenization of grassland communities. *Nature* 540, 266-269. 2016.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4:379-391. 2001.

- GRAVES, S. D.; SHAPIRO, A. M. Exotics as host plants of the California butterfly fauna. *Biological Conservation* 110:413–433. 2003.
- HAINSWORTH, F.R. Food quality and foraging efficiency. *Journal of Comparative Physiology*. 88: 425-431. 1974.
- HARRISON, T., WINFREE, R. Urban drivers of plant-pollinator interactions. *Functional Ecology*, 29, 879-888. 2015.
- HEINRICH, B. Bee flowers: a hypothesis on flowering variety and blooming times. *Evolution* 29: 325-334. 1975
- HOBBS, R. J.; ARICO, S.; ARONSON, J.; BARON, J. S.; BRIDGEWATER, P.; CRAMER, V. A.; EPSTEIN, P. R.; EWEL, J. J.; KLINK, C. A.; LUGO, A. E.; NORTON, D.; OJIMA, D.; RICHARDSON, D. M.; SANDERSON, E. W.; VALLADARES, F.; VILA, M.; ZAMORA, R.; ZOBEL, M. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order; Article; Journal. 1-7. 2006
- HOBBS R. J., E. HIGGS, C.M. HALL, P. BRIDGEWATER, F. S. CHAPIN, E. C. ELLIS, J. J. EWEL, L. M. HALLETT, J. HARRIS, K. B. HULVEY, S. T. JACKSON. Managing the whole landscape: historical, hybrid, and novel ecosystems *Front. Ecol. Environ.*, 12 (10), 557-564. 2014.
- HOWE, N. F & WESTLEY, L. C. *Ecological Relations of Plants and Animals*. Oxford University Press, New York, 273. 1988.
- HSIEH, T., MA, K. CHAO, A. iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 2.0.12. 2016b. disponível em: <http://chao.stat.nthu.edu.tw/blog/softwaredownload/>. Acesso em: 08/09/2020.
- HULSMANN, M; WEHRDEN, H. V; KLEIN, A. M; LEONHARDT, S. D. Plant diversity and composition compensate for negative effects of urbanization on foraging bumble bees. *Apisologie* 46:760-770. 2015.
- INOUE, D. W. The terminology of floral larceny. *Ecological Society of America* 61: 1251-1253. 1980.
- IOALE, P.; PAPI F. Olfactory bulb size, odor discrimination and magnetic insensitivity in hummingbirds. *Physiology and Behavior* 45:995–999. 1989.
- IRWIN, R.E.; BRONSTEIN, J.L.; MANSON, J.S. & RICHARDSON, L. Nectar robbing: ecological and evolutionary perspectives. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 41: 271-292. 2010.
- JĘDRZEJEWSKA-SZMEK, K. & ZYCH, M. Flower-visitor and pollen transport networks in a large city: structure and properties. *Arthropod-Plant Interactions* 7, 503-516, 2013.

JOHNSGARD, P. A. The Hummingbirds of North America, Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press, 2nd edition. 314. 1997

JUSTINO, D. G. Distribuição e disponibilidade de recursos florais e estratégias de forrageamento na interação entre Beija-flores e *Palicourea rígida* (Rubiaceae). Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia, p 43. 2009.

KADMON, R.; SHMIDA, A. Departure rules used by bees foraging for nectar: a field test. *Evolutionary Ecology* 6, 142–151. 1992.

KARK, S.; IWANIUK, A.; SCHALIMTZEK, A.; BANKER, E. Living in the city: can anyone become an ‘urban exploiter’? *Journal of Biogeography* 34:638-651. 2007

KOWARIK, I. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution* 159: 1974-1983. 2011

KNAPP, S; KUHN, I; WITTING, R; OZINGA, WA. POSCHLOD, P; KLOTZ, S. Urbanization causes shifts in species’ trait state frequencies. *Preslia* 80: 375-388. 2008.

LANNA, L. L.; AZEVEDO C. S.; CLAUDINO, R. M. OLIVEIRA, R.; ANTONINI, Y. Feeding behavior by hummingbirds (Aves: Trochilidae) in artificial food patches in an Atlantic Forest remnant in southeastern Brazil. *Zoologia* 34: 1-9. 2017.

LASPRILLA, L. Interações planta/beija-flor em três comunidades vegetais da parte sul do Parque Nacional Natural Chiribiquete, Amazonas (Colombia). Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1-138. 2003.

LIM, H. C.; SODHI, N. S. Responses of avian guilds to urbanization in a tropical city. *Land. Urban Plann.*,v. 66, p. 199-215, 2004.

LINHART, Y. B. Ecological and behavioural determinants of pollen dispersal in hummingbird pollinated *Heliconia*. *American Naturalist* 107, 511–523. 1973.

MARTINS, M. L. Breve História de Diamantina. Diamantina, MG: Gráfica Urgente.43. 1996.

LOPES, A. V. de F. Polinização por beija-flores em remanescente da Mata Atlântica pernambucana, nordeste do Brasil. Tese de Doutorado. Pós-Graduação em Biologia vegetal. Universidade Estadual de Campinas. 126. 2002.

LOPEZ-CALLEJA, M. V.; F. BOZINOVIC. Maximum metabolic rate, thermal insulation and aerobic scope in small-sized Chilean hummingbirds (*Sephanoides sephanoides*). *Auk* 112:1034–1036. 1995.

LOSS, A. C. C.; SILVA, A. G. Comportamento de forrageio de aves nectarívoras de Santa Teresa - ES. *Natureza Online*. 3(2): 48-52, 2005.

MACHADO C. G. Beija-flores (Aves: Trochilidae) e seus recursos florais em uma área de caatinga da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Zoologia* 26 (2): 244-265. 2009.

- MACHADO, C. G.; COELHO, A. G.; SANTANA, C. S.; RODRIGUES, M. Beija-flores e seus recursos florais em uma área de campo rupestre da Chapada Diamantina, Bahia. *Revista Brasileira de Ornitologia*, [s. l.], v. 15. 267–279. 2007.
- MACHADO, C. G.; ROCCA, M. Protocolos para o estudo de polinização por aves. In: VON MATTER, S., STRAUBE, F., CANDIDO JR, J.F., PIACENTINI, V. e Accordi, I. (Org.). *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento*. Editora Technical Books, 1 ed., Rio de Janeiro. 473-489, 2010.
- MAGURRAN, A. E. *Measuring biological diversity*. Oxford, Blackwell Publishing Company, p. 256. 2004.
- MALOOFF, J. E. The effects of a bumblebee nectar robber on plant reproductive success and pollinator behaviour. *American Journal Botany* 88, 160–165. 2001.
- MATIAS R.; MARUYAMA P. K.; CONSOLARO H. A non-hermit hummingbird as main pollinator for ornithophilous plants in two isolated forest fragments of the Cerrados. *Plant Systematics and Evolution*. 302:1217-1226. 2016.
- MARCON, A. P. Interações dos beija-flores e seus recursos florais em um ambiente antropizado no sul do Brasil. *Atualidades Ornitológicas* 193, 18–24. 2016.
- MARUYAMA, P. K.; BONIZÁRIO, C.; MARCON, A. P.; D'ANGELO, G.; SILVA, M. M.; NETO, E. N. S.; OLIVEIRA, P. E.; SAZIMA, I.; SAZIMA, M.; VIZENTIN-BUGONI, J.; ANJOS, L.; RUI, A. M.; JÚNIOR, O. M. Plant-hummingbird interaction networks in urban areas: Generalization and the importance of trees with specialized flowers as a nectar resource for pollinator conservation. *Biological conservation* 230: 187-194. 2019.
- MARZLUFF, J. M.; EWING, K. Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: a general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. *Rest. Ecol.* 9, 280-292. 2001.
- MARZLUFF, J. M.; BOWMAN, R.; DONNELLY, R. A historical perspective on urban bird research: trends, terms, and approaches. In: Marzluff, J. M.; Bowman, R. & Donnelly, R.(eds). *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Kluwer Academic Publishers, Boston, USA. 1-17. 2011.
- MCKINNEY, M. Urbanization, biodiversity and conservation. *Bioscience* 52:883-890. 2002.
- MCKINNEY M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 126: 410–419, 2006.
- MCKINNEY, M. L. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosyst* 11:161-176. 2008.
- MCWHORTER, T. J.; DEL RIO, C. M. Does gut function limit hummingbird food intake? *Physiological and Biochemical Zoology* 73: 313-324. 2000.

MEMMOTT, J.; WASER, N. Integração de plantas alienígenas em uma teia nativa de visitação de flores-polinizadores. *Processo da Royal Society of London B*, 269, 2395–2399. 2002.

MENDES, C. L. S.; COELHO, T. S.; SILVA, J. F. & SOUZA, R. M. F. Levantamento de beija-flores (Trochilidae) no município de Manhuaçu, Minas Gerais. *Anais do Seminário Científico da FACIG*, 3, 2018.

MENDONÇA, L. B.; ANJOS, L. Beija-flores (Aves, Trochilidae) e seus recursos florais em uma área urbana do Sul do Brasil. *Rev. Bras. Zool.* [online]. 51-59. 2005.

MENDONÇA, L. B.; ANJOS, L. Bird-flower interactions in Brazil: a review. *Ararajuba, Seropédica*, 11 (2): 195-205. 2003

MILLER, J.; HOBBS, R. Conservation where people live and work. *Conservation Biology*. 16, 330-356. 2002.

MORELLATO, L. P. C.; SILVEIRA, F. A. O. Plant life in Campo Rupestre: New lessons from an ancient biodiversity hotspot. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, [s. l.]. 1–10, 2018.

MORSE, N. B.; P. A. PELLISSIER, E. N.; CIANCIOLA, R. L.; BRERETON, M. M.; SULLIVAN, N. K.; SHONKA, T. B.; WHEELER, W. H.; MCDOWELL. Novel ecosystems in the Anthropocene: a revision of the novel ecosystem concept for pragmatic applications. *Ecology and Society* 19 (2): 12. 2014.

MÖRTBERG, U.; WALLENTINUS, H. Red-listed forest bird species in an urban environment—assessment of green space corridors. *Landscape and Urban planning*, v. 50, n. 4. 215-226, 2000.

NASCIMENTO, V. T.; AGOSTINI K.; SOUZA C. S.; MARUYAMA, P. K. Tropical urban areas support highly diverse plant-pollinator interactions: An assessment from Brazil. *Landscape and Urban Planning*. Volume 198. 9. 2020.

NEIL, K. L.; LANDRUM, L.; WU, J. Effects of urbanization on flowering phenology in the metropolitan Phoenix region of USA: Findings from herbarium records. *Journal of Arid Environments* 74: 440–444. 2010.

NIEMELÄ, J. Is there a need for a theory of urban ecology? *Urban Ecosystems* 3(1):57-65. 1999.

NUNES, M. Fauna Urbana – a vida selvagem à nossa porta. 2011. Disponível em <<https://cultivarbiodiversidade.wordpress.com/2011/09/10/fauna-urbana-%E2%80%93-a-vida-selvagem-a-nossa-porta/>>. Em: 20 de outubro de 2018.

NUNES, V. F. P. Pombos Urbanos – Columbia livia – O Desafio de Controle em Áreas Urbanas. *Anais da XII Reunião Itinerante de Fitossanidade do Instituto Biológico - Pragas Agroindustriais*. 2011 Disponível em: <http://www.biologico.sp.gov.br/rifib/Xii%20riFiB%20anais.pdf> Acesso em: 27 de outubro de 2018.

- OLLERTON, J. Pollinator Diversity: Distribution, Ecological Function, and Conservation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, [s. l.]. 353–376. 2017.
- ORNELAS, J. F.; ORDANO, M.; DE-NOVA, A. J.; QUINTERO, M. E.; GARLAND J.R. T. Phylogenetic analysis of interspecific variation in néctar of hummingbird–visited plants. *Journal of Evolutionary Biology*, 20, 1904–1917. 2007.
- PALMEIRA, L. de M. Territorialidade e obtenção de recursos em beija-flores Trochililinea. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, PR, 782-801, 2003.
- PAUW, A.; LOUW, K. Urbanization Drives a Reduction in Functional Diversity in a Guild of Nectar-feeding Birds. *Ecology and Society*. 27. 2012.
- PICKETT, S. T. A; CADENASSO, M. L.; GROVE, J. M.; BOONE, C. G.; GROFFMAN, P. M.; IRWIN, E.; KAUSHAL, S. S.; MARSHALL, V.; MCGRATH, B. P.; NILON, C. H.; POUYAT, R. V.; SZLAVECZ, K.; TROY, A.; WARREN, P. Sistemas ecológicos urbanos: fundamentos científicos e uma década de progresso. *Journal Environmental Management* 93: 331-362. 2011.
- POTTS, S. G.; BIESMEIJER, J. C.; KREMEN, C; NEUMANN, P; SCHWEIGER, O; KUNIN, W. E.; Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*. 25(6):345-53. 2010.
- POWERS, D. R.; CONLEY, T. M. Field metabolic rate and food consumption of two sympatric hummingbird species in southeastern Arizona. *Condor* 96:141–150. 1994.
- PREVIATTO, D. M.; MIZOBE, R. S.; POSSO, S. R. Birds as potential pollinators of the *Spathodea nilotica* (Bignoniaceae) in the urban environment. *Brazilian Journal of Biology*, 73, 737-741, 2013.
- PROCTOR, M.; YEO, P.; LACK. A. *The Natural History of Pollination*. Harpes Collins Publishers, London. 479. 1996.
- PYKE, G. H. Foraging in bumblebees: rule of departure from an inflorescence. *Canadian Journal of Zoology* 60, 417–428, 1982.
- PYKE, G. H.; WASER, N. M. The Production of dilute nectars by hummingbird and honeyeater flowers. *Biotropica* 13(4): 260-270, 1981.
- RECH, A. R.; DE BRITO, V. L. G. Extreme pollination mutualisms: Natural history and evolutionary trends | Mutualismos Extremos de Polinização: História Natural e Tendências Evolutivas. *Oecologia Australis*, 297–310, 2012.
- ROBERTS, W. M. Hummingbird licking behavior and the energetics of nectar feeding. *Auk* 112:456–463. 1995.

- ROBERTS, W. M. Hummingbirds' nectar concentrations preferences at low volume: the importance of time scale. *Animal Behaviour* 52: 361-370, 1996.
- ROBINSON, S. K., HOLMES, R. T. Foraging Behavior of Forest Birds: The Relationships among Search Tactics, Diet, and Habitat Structure. *Ecological Society of America*. 63 (6), 1918-1931. 1982.
- ROLLINGS, R., GOULSON, D. Quantifying the attractiveness of garden flowers for pollinators. *Journal of Insect Conservation* 23, 803 – 817. 2019
- RUSCHI, A. Beija-flores do Estado do Espírito Santo. São Paulo: Editora Rios. 263. 1982.
- RUSCHI, A. Beija-flores. In: Carvalho, José Candido de Melo. Atlas da Fauna Brasileira. São Paulo: Companhia Melhoramentos. 140. 1995
- SACCO, A.; BERGMAN, F.; RUI, A. Assembleia de aves na área urbana do município de Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica* 13. Disponível em <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?inventory+bn01113022013>. 2013.
- SANTAMARÍA, L., & RODRÍGUEZ-GIRONÉS M. A. Linkage rules for plant–pollinator networks: trait complementarity or exploitation barriers? *PLoS [Public Library of Science] Biology* 5:354–362. 2007.
- SANTOS, J. S. M. Análise da Paisagem de um corredor ecológico na Serra da Mantiqueira. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – INPE, São José dos Campos. 146. 2002.
- SANTOS, G. M. T., MACHADO. V. L. L.; GIANNOTTI, E. Visitantes florais de *Bauhinia variegata* L. (Leguminosae, Caesalpiniaceae). *Rev. Bras. Entomol.* 37 (4): 737-750. 1993.
- SAZIMA, M.; BUZATO, S.; SAZIMA, I. An assemblage of hummingbird-pollinated flowers in a montane forest in southeastern Brazil. *Botanica Acta, New York*, 109: 149-160. 1996.
- SCHAEFFER, R. N.; MEI, Y. Z.; ANDICOECHEA, J.; MANSON, J.S.; IRWIN, R. E. Consequences of a nectar yeast for pollinator preference and performance. *Functional Ecology* 31: 613-621. 2017.
- SCHLINDWEIN, C. Importância de abelhas especializadas na polinização de plantas nativas e conservação do meio ambiente. In *Anais dos 4 Encontro sobre Abelhas*. Ribeirão Preto: Funpec-Editora. 131-141. 2000.
- SICK, H. *Birds in Brazil: A natural history*. Princeton University Press. Princeton, EUA. 703. 1993.
- SICK, H. *Ornitologia brasileira*. 3.ed. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 912. 2001

- SIGRIST, T. Avifauna Brasileira. Descrição das espécies. Avisbrasilis. Vinhedo, SP. 305. 2009.
- SNOW, A. A. The ecology of geitonogamous pollination. In: Lloyd, D. G., Barrett, S. C. H. (Eds.), *Floral Biology. Studies on Floral Evolution in Animal Pollinated Plants*, Chapman and Hall, N.Y. 191–216. 1996.
- SNOW, B. K.; SNOW, D. W. Feeding niches of hummingbirds in a Trinidad valley. *J. Anim. Ecol.* 41: 471- 485. 1972.
- SNOW, B. K. Relationships between hermit hummingbirds and their food plants in Eastern Ecuador. *Bull. B.O.C.* 101: 387-396. 1981
- SODHI, N. S.; BRIFFETT, C.; KONG, L.; YUEN, B. K. P. Bird Use of Linear Areas of a Tropical City: Implications for Park Connector Design and Management. *Landscape and Urban Planning*, 45(2-3), 123-131. 1999.
- SOL, D.; TRISOS, C.; MÚRRIA, C.; JELIAZKOV, A.; GONZÁLEZ-LAGOS, C.; PIGOT, A. L.; RICOTTA C.; SWAN C. M.; TOBIAS J. A.; PAVOINE, S. The worldwide impact of urbanization on avian functional diversity. *Ecology Letters*, 23. 962–972. 2020.
- STEBBINS G. L. Adaptive radiation in angiosperms I. Pollination mechanisms. *Annu Rev Ecol Syst.* 12:307–326. 1970.
- Stewart A. B.; Waitayachart P. Year-round temporal stability of a tropical, urban plant-pollinator network. *PLoS ONE* 15 (4). 1-12. 2020.
- STILES, F. G. Behavioral, ecological and morphological correlates of foraging for arthropods by hummingbirds of a tropical wet forest. *Condor.* 97:853–878. 1995.
- STILES, F. G. Ecology, flowering phenology and hummingbird pollination of some Costa Rican *Heliconia* species. *Ecology* 56: 285-310. 1975.
- STILES, F. G. Geographical aspects of bird-flower coevolution, with particular reference to Central America. *Annals Missouri Botanical Garden* 68: 323-351. 1981.
- STILES, F. G. Phylogenetic constraints up on morphological and ecological adaptation in hummingbirds (Trochilidae): why are there no hermits in the paramo? *Ornitología Neotropical*, 15, 191–198. 2004.
- STRAUSS, S. Y.; WHITTALL, B. Non-pollinator agents of selection on floral traits. In: Harder, L.D. & Barret, S.C.H. (eds.). *Ecology and evolution of flowers*, Oxford. Pp. 120-138. 2006.
- SUAREZ, R. K.; GASS, C. L. Hummingbird foraging and the relation between bioenergetics and behaviour. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A.* 133: 335-343. 2002.

TAKI, H.; KEVAN, P. G. Does habitat loss affect the communities of plants and insects equally in plant–pollinator interactions? Preliminary findings. *Biodiversity and Conservation*, 16: 3147-3161. 2007.

TEIXEIRA, C. P.; VILELA, D.; HORTA, C. C.; MIRANDA, M.; LOURA, G. *Gestão de conflitos com animais silvestres em centros urbanos*. 1. ed. Belo Horizonte. 64. 2016.

TOLEDO, M.; DONATELLI, R.; BATISTA, G. Relation between green spaces and bird community structure in an urban area in Southeast Brazil. *Urban Ecosystems* 15:111-131. 2012.

TOLEDO, M. C. B., & MOREIRA D. M. Analysis of the feeding habits of the swallow-tailed hummingbird, *Eupetomena macroura* (Gmelin, 1788), in an urban park in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 68:419-426. 2008.

TRAVESET, A., HELENO, R., CHAMORRO, S., VARGAS, P., MCMULLEN, C. K., CASTRO-URGAL, R., NOGALES, M., HERRERA, H. W., OLESEN, J. M.; MCMULLEN, K. Invaders of pollination networks in the Galápagos Islands: emergence of novel communities. *Proceedings of The Royal Society B*. 280. 2013.

TWERD, L., BANASZAK-CIBICKA, W. Wastelands: their attractiveness and importance for preserving the diversity of wild bees in urban areas. *Journal of Insect Conservation* 23, 573–588. 2019

TYLIANAKIS J.M.; LALIBERTE E.; NIELSEN, A.; BASCOMPTE, J. Conservation of species interaction networks. *Biological Conservation*. 143:2270–2279. 2010.

UCN. IUCN red list of threatened species. IUCNSpecies Survival Commission, Gland, Suíça e Cambridge, Reino Unido. Disponível em <<http://www.redlist.org>> (acessado em outubro de 2018). 2004.

UNITED NATIONS, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. *World Population Prospects: The 2017 Revision, Key Findings and Advance Tables*. Working Paper No. ESA/P/WP/248. 2017.

VALDIVIA, C. E.; GONZÁLEZ-GÓMEZ, P. L. A trade-off between the amount and distance of pollen dispersal triggered by the mixed foraging behaviour of *Sephanoides sephaniodes* (Trochilidae) on *Lapageria rosea* (Philesiaceae). *Acta Oecol.* 29, 324–327. 2006.

VALIENTE-BANUET, A.; AIZEN, M. A.; ALCANTARA, J. M.; ARROYO, J.; COCUCCI, A.; GALETTI, M.; GARCÍA, M. B.; GARCÍA, D.; GOMÉZ, J. M.; JORDANO, P.; MEDEL, R.; NAVARRO, L.; OBESO, J. R.; OVIEDO, R.; RAMÍREZ, N.; REY, P.J.; TRAVESET, A.; VERDÚ, M.; ZAMORA, R. Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology*, 29, 299–307. 2015.

VERBEEK, N. A. M. Hummingbirds feeding on sand. *Condor* 73:112–113. 1971

VIEIRA F. C. F.; OLIVEIRA, M. M. P.; NETO, W. G. INSTRUÇÃO NO MUNICÍPIO DE DIAMANTINA: entre o brilho dos diamantes e as luzes da educação. 2011.

VIZENTIN-BUGONI, J.; C. E. TARWATER, J. T.; FOSTER, D. R.; DRAKE, J. M.; GLEDITSCH, A. M.; HRUSKA, J. P.; KELLEY, J. H.; SPERRY. Structure, spatial dynamics, and stability of novel seed dispersal mutualistic networks in Hawai'i. *Science*. 78-82. 2019.

VOSGUERITCHIAN, S. B. Redes de interação plantas-visitantes florais e a restauração de processos ecológicos em florestas tropicais. Tese (Doutorado em Ciências). Universidade de São Paulo, São Paulo-SP. 145p; 2010.

WASER, N. M.; CHITKKA, L.; PRICE, M. V.; WILLIAMS, N. M.; OLLERTON, J. Generalization in pollination systems, and why it matters. *Ecology* 77: 1043-1060. 1996.

WASER, N. M.; OLLERTON, J.; PRICE, M. V. Response to Aguilar et al.'s (2015) critique of Ollerton et al. 2009. *Journal of pollination ecology* 17: 148-149. 2015.

WEHNER J.; MITTELBACH M.; RILLIG M. C.; VERBRUGGEN E. Specialist nectaryeasts decline with urbanization in Berlin. *Scientific Reports* 7: 45315. 2017.

WELCH, K. C.; ALTSHULER, D. L.; SUAREZ, R. K. Oxygen consumption rates in hovering hummingbirds reflect substrate dependent differences in P/O ratios: carbohydrate as a "premium fuel." *Journal of Experimental Biology* 210:2146–2153. 2007

WENNY, D. G.; DEVAULT, T. L.; JOHNSON, M. D.; KELLY, D.; SEKERCIOGLU, C. H.; TOMBACK, D. F.; WHELAN, C. J. The need to quantify ecosystem services provided by birds. *The Auk* 128(1):1-14. 2011.

WESTCOTT, P. W. Descrição das aves encontradas na área urbana de Londrina - Paraná, primeira parte: aves não passeriformes. *Semina, Londrina*, 6 (2): 59-66. 1980.

WHEELER, T. G. Experiments in feeding behavior of the Anna Hummingbird. *Wilson Bulletin* 92:58–62. 1980.

WHITE, J. G., M. J. ANTOS, J. A. FITZSIMONS, e G. C. PALMER. Non-uniform bird assemblages in urban environments: the influence of streetscape vegetation. *Landscape and Urban Planning* 71:123-135. 2005.

WICKHAM, H.; CHANG, W. devtools: Tools to Make Developing R Packages Easier. [S.l.], 2016. R Disponível em: CRAN - Package devtools (r-project.org). Acesso em: 08/09/2020.

WICKHAM, H. Ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. 2009. Disponível em: <http://ggplot2.org>. Acesso em: 08/09/2020.

WIERSEMA, J. H.; LEÓN, B. World Economic Plants: A Standard Reference. CRC Press, Boca Raton, Florida. *Agroforestry Systems* 51, 253. 2001.

WITT, C. C., *et al.* Evolution of hypoxia resistance in Andean hummingbirds. Paper presented at the 126th meeting of the American Ornithologists' Union, Portland, Ore. 2008

ZILLER, S. R.; ZENNI, R. D.; NETO, J. G. Invasões biológicas: introdução, impactos e espécies invasoras no Brasil. In: PEDROSA-MACEDO, J. H.; BREDOW, E. A. (Eds.). Princípios e rudimentos do controle biológico de plantas: coletânea. Curitiba: [s.n.], p. 17-41. 2004

**APÊNDICE A - ESPÉCIES DE BEIJA-FLORES REGISTRADAS NA ÁREA  
URBANA DE DIAMANTINA-MG**

<b>Beija-flores</b>	<b>Corpo</b>	<b>Bico</b>	<b>Estado de Conservação</b>
	<b>(mm)</b>	<b>(mm)</b>	
<i>Calliphlox amethystina</i> (Boddaert, 1783)	71-84	13	LC*
<i>Campylopterus largipennis</i> (Boddaert, 1783)	12,5-15	26	LC*
<i>Chlorostilbon Lucidus</i> (Shaw, 1812)	93-95	19,3-20	LC*
<i>Colibri serrirostris</i> (Vieillot, 1812)	110-125	21-22	LC*
<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	154-168	21-23	LC*
<i>Phaethornis pretrei</i> (Lesson & Delattre, 1839)	164	35	LC*
<i>Thalurania furcata</i> (Gmelin, 1788)	91-106	19-20	LC*

\*Segura ou pouco preocupante (LC).

**APÊNDICE B - ESPÉCIES DE PLANTAS E FAMÍLIA VISITADAS POR  
BEIJA-FLORES NA ÁREA URBANA DE DIAMANTINA-MG**

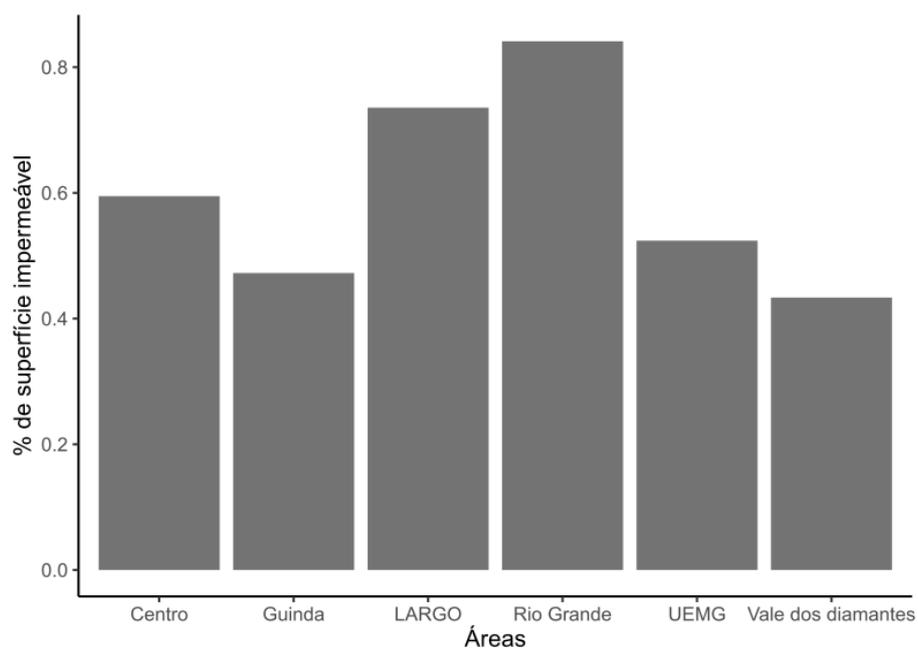
<b>Família</b>	<b>Origem</b>	<b>Porte</b>
<b>Espécie</b>		
Acanthaceae		
<i>Megaskepasma erythrochamys</i> Lindau	Exótica	Arbusto
Bignoniaceae		
<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	Exótica	Árvore
Fabaceae		
<i>Bauhinia variegata</i> L.	Exótica	Árvore
<i>Cenostigma pluviosum</i> var <i>peltophoroides</i>	Nativa do Brasil*	Árvore
Lamiaceae		
<i>Salvia splendens</i> Sellow ex Roem. & Schult	Nativa do Brasil*	Arbusto
Malvaceae		
<i>Abutilon pictum</i> Gillies ex Hook. & Arn.	Nativa do Brasil*	Arbusto
Myrtaceae		
<i>Callistemon citrinus</i> (Curtis) Skeels	Exótica	Árvore
Proteaceae		
<i>Grevillea banksii</i> R.Br.	Exótica	Árvore
Verbenaceae		
<i>Lantana camara</i> L.	Exótica	Arbusto

\* ocorrência não registrada para o Campo Rupestre

**APÊNDICE C – VARIÁVEIS CLIMÁTICA DURANTE OS MESES DE  
OBSERVAÇÃO NA ÁREA URBANA DE DIAMANTINA-MG (2019/2020)**

<b>Meses</b>	<b>Temperatura média</b>	<b>Precipitação acumulada</b>	<b>Estação</b>
Maio	18,7	1	Seca
Junho	16,4	0,2	Seca
Julho	15,9	0	Seca
Agosto	16,5	0,3	Seca
Setembro	19,6	1,4	Seca
Outubro	20	2,5	Chuvosa
Novembro	20,7	7	Chuvosa
Dezembro	20,40	7,6	Chuvosa
Janeiro	20,7	18,8	Chuvosa
Fevereiro	20,6	6,2	Chuvosa

**APÊNDICE D - PORCENTAGEM DE SUPERFÍCIE IMPERMEÁVEL DE  
CADA PONTO NA ÁREA URBANA DE DIAMANTINA-MG (2020)**



**APÊNDICE E: NÚMERO DE VISITANTES FLORAIS POR PONTO NA ÁREA  
URBANA DE DIAMANTINA-MG (2019/2020)**

<b>Beija-flor</b>	<b>Centro</b>	<b>Guinda</b>	<b>Largo</b>	<b>Rio Grande</b>	<b>UEMG</b>	<b>Vale dos Diamantes</b>
<i>Calliphlox amethystina</i>	0	0	0	0	0	7
<i>Campylopterus largipennis</i>	0	0	0	0	0	20
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	0	177	196	236	0	599
<i>Colibri serrirostris</i>	0	0	0	65	0	168
<i>Eupetomena macroura</i>	0	872	109	1069	16	1336
<i>Phaethornis pretrei</i>	0	0	0	0	0	42
<i>Thalurania furcata</i>	0	29	24	210	475	126

**APÊNDICE F: ABUNDÂNCIA DE ESPÉCIES DE PLANTAS QUE FORAM  
VISITADAS POR BEIJA-FLORES ÁREA URBANA DE DIAMANTINA-MG  
(2019/2020)**

<b>Plantas</b>	<b>Centro</b>	<b>Guinda</b>	<b>Largo</b>	<b>Rio Grande</b>	<b>UEMG</b>	<b>Vale dos Diamantes</b>
<i>Abutilon pictum</i>	0	0	1	0	2	0
<i>Bauhinia variegata</i>	0	0	15	9	0	49
<i>C. pluviosum var peltophoroides</i>	0	3	0	0	0	0
<i>Callistemon citrinus</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Grevillea banksii</i>	0	2	0	0	0	8
<i>Lantana câmara</i>	0	0	3	0	0	0
<i>Megaskepasma erythrochamys</i>	0	0	0	1	1	0
<i>Salvia splendens</i>	0	0	0	0	7	0
<i>Spathodea campanulata</i>	0	1	0	0	0	0

**APÊNDICE G - MATRIZ COM OS DADOS DAS INTERAÇÕES BEIJA-FLOR-  
PLANTA ACUMULADOS NA ÁREA URBANA DE DIAMANTINA-MG  
(2019/2020)**

	<i>Cal ame</i>	<i>Cam lar</i>	<i>Chl luc</i>	<i>Col ser</i>	<i>Eup mac</i>	<i>Pha pre</i>	<i>Tha fur</i>
<i>Abu pic</i>	0	0	110	0	0	0	132
<i>Bau var</i>	0	17	624	291	1672	0	244
<i>Cae pel</i>	0	0	150	0	0	0	0
<i>Cal cit</i>	7	3	165	89	408	0	81
<i>Gre ban</i>	0	0	154	0	900	42	46
<i>Lan cam</i>	0	0	15	0	0	0	0
<i>Meg ery</i>	0	0	0	0	16	0	0
<i>Sal spl</i>	0	0	0	0	0	0	354
<i>Spa cam</i>	0	0	0	0	465	0	0

**APÊNDICE H - DADOS DA ANÁLISE DO EFEITO DO RUÍDO SOBRE A  
DEPOSIÇÃO DE PÓLEN (SEGUNDA A SEXTA) NA ÁREA URBANA DE  
DIAMANTINA-MG (2019/2020)**

*Trat	*Nº pólen coesp.	*Nº pólen het.	Nº Plantas	Riqueza de plantas	Ruído	Riqueza de Beija-flores
1A	11	8	66	4	42,1	7
1A	18	7	66	4	42,1	7
1A	4	3	66	4	42,1	7
1A	60	10	66	4	42,1	7
1A	16	3	66	4	42,1	7
1A	12	20	66	4	42,1	7
2A	0	0	12	3	57,7	4
2A	7	0	12	3	57,7	4
2A	8	0	12	3	57,7	4
2A	9	0	12	3	57,7	4
2A	9	0	12	3	57,7	4
2A	16	0	12	3	57,7	4
3A	20	0	19	3	61	3
3A	36	0	19	3	61	3
3A	67	0	19	3	61	3
3A	8	0	19	3	61	3
3A	129	0	19	3	61	3
3A	30	0	19	3	61	3
4A	8	0	4	1	65	NA

4A	13	0	4	1	65	NA
4A	106	0	4	1	65	NA
4A	14	0	4	1	65	NA
4A	18	0	4	1	65	NA
4A	60	0	4	1	65	NA

\*Tratamento (Trat); \*Número de pólen Coespecífico registrado no estigma da flor (Nº pólen coesp.); Número de pólen heteroespecífico registrado no estigma da flor (Nº pólen het.)

**APÊNDICE I - DADOS DA ANÁLISE DO EFEITO DO RUÍDO SOBRE A DEPOSIÇÃO DE PÓLEN (DOMINGO) NA ÁREA URBANA DE DIAMANTINA-MG (2019/2020)**

Trat	Nº pólen coesp.	Nº pólen het.	Nº Plantas	Riqueza de plantas	Ruído	Riqueza de Beija-flores
1A	156	0	66	4	44,45	7
1A	67	0	66	4	44,45	7
1A	68	0	66	4	44,45	7
1A	18	0	66	4	44,45	7
1A	42	0	66	4	44,45	7
1A	121	0	66	4	44,45	7
2A	7	0	12	3	46	4
2A	19	0	12	3	46	4
2A	32	0	12	3	46	4
2A	63	0	12	3	46	4
2A	62	0	12	3	46	4
2A	14	0	12	3	46	4
3A	8	0	19	3	49	3
3A	3	0	19	3	49	3
3A	21	0	19	3	49	3
3A	62	0	19	3	49	3
3A	160	0	19	3	49	3
3A	172	0	19	3	49	3
4A	54	0	4	1	53	NA
4A	78	0	4	1	53	NA
4A	8	0	4	1	53	NA
4A	52	0	4	1	53	NA
4A	44	0	4	1	53	NA
4A	28	0	4	1	53	NA

\*Tratamento (Trat); \*Número de pólen Coespecífico registrado no estigma da flor (Nº pólen coesp.); Número de pólen heteroespecífico registrado no estigma da flor (Nº pólen het.)

**APÊNDICE J - MATRIZ COM OS DADOS DE FENOLOGIA DAS PLANTAS  
NA ÁREA URBANA DE DIAMANTINA-MG (2019/2020)**

<b>Planta</b>	<b><u>2019</u></b>							<b><u>2020</u></b>		
	<b>Mar</b>	<b>Jan</b>	<b>Jun</b>	<b>Ago</b>	<b>Set</b>	<b>Out</b>	<b>Nov</b>	<b>Dez</b>	<b>Jan</b>	<b>Fev</b>
<i>Abu pic</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Bau var</i>	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0
<i>Cae pel</i>	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0
<i>Cal cit</i>	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Gre ban</i>	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Lan cam</i>	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1
<i>Meg ery</i>	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0
<i>Sal spl</i>	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1
<i>Spa cam</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1

**APÊNDICE K - MATRIZ COM OS DADOS DE FENOLOGIA DOS BEIJA-  
FLORES NA ÁREA URBANA DE DIAMANTINA-MG (2019/2020)**

<b>Planta</b>	<b><u>2019</u></b>							<b><u>2020</u></b>		
	<b>Mar</b>	<b>Jan</b>	<b>Jun</b>	<b>Ago</b>	<b>Set</b>	<b>Out</b>	<b>Nov</b>	<b>Dez</b>	<b>Jan</b>	<b>Fev</b>
<i>Eup mac</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Chl Luc</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1
<i>Tha fur</i>	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1
<i>Col ser</i>	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Pha pre</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Cam lar</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Cal ame</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0

**APÊNDICE L – LISTA DE MODELOS GERADA ATRAVÉS DA  
MODELAGEM MULTIVARIADA.**

Modelo	AIC	$\Delta$ AIC
visitas ~ 1 + temperatura + local	1508,057	0
visitas ~ 1 + temperatura + impermeável + local	1508,057	0
visitas ~ 1 + temperatura + local + Riqueza de plantas	1509,586	1,529009
visitas ~ 1 + temperatura + local + recurso	1509,654	1,597563
visitas ~ 1 + temperatura + impermeável + local + recurso	1509,654	1,597563
visitas ~ 1 + temperatura + local + Volume	1509,672	1,615424
visitas ~ 1 + temperatura + impermeável + local + Volume	1509,672	1,615424
visitas ~ 1 + temperatura + local + Concentração	1509,74	1,683599
Null	1527,45	2,71E-06

### 3. CONCLUSÃO GERAL

Nossos resultados indicam que mesmo a sua flora sofrendo com o processo de homogeneização das espécies e exclusão de todas as espécies nativas da região, a área urbana de Diamantina apresentou uma riqueza de beija-flores relativamente alta (7 ssp). Essa alta riqueza, apesar de organizada de diferente das comunidades naturais, revela a flexibilidade e oportunismo dos beija-flores para utilizarem os recursos disponíveis no ambiente urbano. Dessa forma, nossas análises evidenciam que mesmo um ambiente altamente antropizado, tem o potencial de desempenhar um papel relevante no fornecimento de recurso para as espécies de beija-flores nativos. Esse fator pode ser importante para mitigar os impactos causados pela redução do habitat natural. Também pudemos observar em nossas análises, que o fato de uma espécie se encontrar amplamente difundida em seu ambiente natural, não é indicativo de que terá sucesso em ambiente antropizado. Além disso, duas espécies já registradas no ambiente nativo não foram visualizadas na área urbana, logo, recomendamos a investigação de formas para tornar os ambientes urbanos viáveis para as espécies mais sensíveis aos impactos antrópicos. Desse modo, ressaltamos que as mudanças na organização da comunidade foram moduladas pela sensibilidade de cada espécie a urbanização demonstrando que este processo quando não planejado conduz a homogeneização biótica e a extinção completa das comunidades de plantas com substituição total das interações da fauna.

Considerando os impactos antrópicos causado na rede de interação planta-beija-flor da cidade de Diamantina, Minas Gerais, sugerimos que seja considerada a criação de áreas verdes interligando-se o ambiente urbano com a área nativa do seu entorno, além disso, faz-se necessária a substituição gradativa da abundante flora exótica por espécies nativas do Campo Rupestre. Dessa forma, é importante que novas políticas públicas sejam avaliadas para o processo de expansão da cidade. Apenas com políticas conscientes do papel do ser humano no meio ambiente, é que conseguiremos mitigar o aumento da homogeneização da biodiversidade e transformar o desafio da conservação em uma oportunidade de desenvolvimento sustentável!