



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

MORCEGOS FRUGÍVOROS DE BRASÍLIA

Lucas de Toledo Laretto

Orientadora: Dra. Ludmilla Moura de Souza Aguiar

Brasília

2021

MORCEGOS FRUGÍVOROS DE BRASÍLIA

Lucas de Toledo Laretto

Orientadora: Dra. Ludmilla Moura de Souza Aguiar

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em
Ecologia da Universidade de Brasília
como pré-requisito para obtenção
do título de Mestre em Ecologia

Brasília

2021

Agradecimentos

Agradeço primeiramente a minha orientadora, Ludmilla Aguiar, e ao Laboratório de Biologia e Conservação de Morcegos (LaBCoM) da Universidade de Brasília, que proporcionaram este trabalho. Agradeço também ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pelo financiamento das bolsas, e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília pela formação ao longo do curso.

Agradeço especialmente minha companheira de campo e de vida, Amanda Bernardes, e a todos que auxiliaram nas coletas de campo, sem o quais este estudo não seria realizado.

Agradeço ainda ao meu colega de turma e grande pesquisador, Ugo Diniz, que coordenou os campos realizados no Parque Nacional de Brasília (PNB).

Agradeço a todos os servidores técnico-administrativos da UnB, em especial do Instituto de Ciências Biológicas, motoristas, técnicos de laboratório (particularmente Hugo e Joaquim), porteiros, limpeza, segurança, secretaria e demais. Não à precarização dos trabalhadores universitários.

Por fim, serei eternamente grato pela formação que minha mãe e meu pai me deram ao longo da vida, e pelos aconselhamentos e revisões ao longo da realização desta pesquisa.

Em meio aos tempos sombrios que vivemos, que a ciência seja luz.

SUMÁRIO

Capítulo 1 - Frugivoria noturna em áreas urbanas: uma fonte estável de alimento na estação seca

INTRODUÇÃO	9
MÉTODOS	11
1.1 <i>Local de estudo</i>	11
1.2 <i>Captura de morcegos e coleta de fezes</i>	12
1.3 <i>Identificação do conteúdo das fezes</i>	13
1.4 <i>Análises estatísticas</i>	13
RESULTADOS	14
1.1 <i>Captura de morcegos</i>	14
1.2 <i>Identificação do conteúdo das fezes</i>	17
DISCUSSÃO	22
REFERÊNCIAS	27

Capítulo 2 – Fobia lunar em morcegos urbanos

INTRODUÇÃO	33
MÉTODOS	35
1.1 <i>Local de estudo</i>	35
1.2 <i>Captura de morcegos</i>	36
1.3 <i>Análise de dados</i>	37
RESULTADOS	38
DISCUSSÃO	40
REFERÊNCIAS	43

RESUMO

A urbanização se caracteriza como um dos distúrbios antrópicos de grande intensidade que gera extinções locais. Morcegos estão presentes em todas as cidades, e apesar de sua imensa diversidade em áreas preservadas, algumas poucas espécies ocupam áreas urbanas. Aqui, avalio primeiramente se morcegos frugívoros presentes em uma área urbana e uma área protegida bastante próximas têm dieta similares, e como a riqueza e abundância de morcegos se altera entre essas áreas (Capítulo 1, artigo submetido). Durante um ano morcegos foram capturados e tiveram as fezes coletadas e analisadas. A área urbana teve menor número de espécies de morcego, mas maior abundância, enquanto a área protegida teve maior número de espécies e menor abundância. Na área urbana e na área preservada a maioria dos frutos consumidos era de espécies nativas. *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) e *A. planirostris* (Spix, 1823) foram dominantes na área urbana, e a planta mais utilizada foi *Miconia* sp. *Carollia perspicillata* (Linnaeus, 1758) e *Glossophaga soricina* (Pallas, 1766) foram as espécies mais comuns na área nativa, e as plantas mais utilizadas foram *Ficus* sp. e *Piper* sp. A riqueza de espécies de plantas consumidas na área protegida foi menor durante a seca, mas na área urbana não teve diferença, indicando que a disponibilidade constante de alimentos em áreas urbana pode explicar a grande abundância observada para as espécies dominantes nessas áreas. Registre o primeiro uso em área urbana brasileira das seguintes espécies: *Piper hispidum* Sw. usado por *Glossophaga soricina* (Pallas, 1766), *Artibeus planirostris* (Spix, 1823) e *A. lituratus* (Olfers, 1818); *Licania tomentosa* (Benth.) Fritsch usada por *Artibeus obscurus* (Schinz, 1821), *A. planirostris* (Spix, 1823) e *A. lituratus* (Olfers, 1818); *Platyrrhinus lineatus* (E. Geoffroy, 1810) utilizando *Miconia* sp., *Ficus gomelleira* Kunth e *Terminalia catappa* L.; *Artibeus planirostris* (Spix, 1823) utilizando *Ficus nymphaeifolia* Mill., *Ficus gomelleira* Kunth, *Mangifera indica* L., *Miconia* sp.,

Piper aduncum L. e *Terminalia catappa* L.; e *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) utilizando *Ficus nymphaeifolia* Mill..

Posteriormente, testei a ocorrência de fobia lunar em morcegos urbanos (Capítulo 2). A fobia lunar é o fenômeno da queda de atividade de morcegos e outros animais noturnos durante noites de maior incidência de luz lunar. Geralmente é explicada como uma estratégia relacionada ao risco de predação, ou a disponibilidade de presas, no caso dos insetívoros. O objetivo foi avaliar se esse fenômeno se mantém em ambiente urbano, através da comparação das estimativas da taxa de atividade tanto ao longo do ciclo lunar, quanto entre a lua cheia e lua nova. Testei a hipótese de que a iluminação artificial poderia alterar esse comportamento. Contudo, os dados indicam ocorrência de fobia lunar para as espécies mais capturadas de morcegos urbanos, os frugívoros *Artibeus lituratus* e *A. planirostris*, bem como para a espécie mais capturada em área protegida, *Carollia perspicillata*. Por outro lado houve maior atividade do insetívoro *Molossus molossus* durante a lua cheia. Os resultados corroboram o observado na literatura em que a resposta à incidência de luz lunar é espécie-específica em intensidade e efeito, variando de acordo com o tipo de forrageamento. A urbanização parece não ter influência sobre a fobia lunar. Isso pode ser explicado de duas formas diferentes: a presença de predadores urbanos, e, portanto, morcegos teriam a capacidade de detecção direta de predadores; a existência de um ciclo biológico em morcegos relacionado ao ciclo lunar. Mais estudos são necessários para se testar uma dessas explicações, sendo sugerido um futuro trabalho com o uso de modelos simulando predadores em árvores em frutificação para comparar a taxa de retirada de frutos.

Palavras-chave: Phyllostomidae, ecologia urbana, interação animal-planta, urbanização, fobia lunar

**Capítulo 1 - Frugivoria noturna em áreas urbanas: uma fonte estável
de alimento na estação seca**

Capítulo 1. Frugivoria noturna em áreas urbanas: uma fonte estável de alimento na da estação seca

Introdução

A expansão das áreas urbanas nas últimas décadas é uma das maiores ameaças à biodiversidade (McDonald et al. 2013). Esse processo, no entanto, vem desacelerando em países desenvolvidos, e acelerando na região Neotropical (McDonald et al. 2008), onde estão localizados muitos dos *hotspots* de biodiversidade (Myers et al. 2000). A urbanização implica em extinção local e eliminação da grande maioria das espécies nativas (Vale and Vale 1976, Luniak 1994, Kowarik 1995, Marzluff 2001) além de ser mais duradoura do que outros tipos de perda de habitat (McKinney 2002). Além da perda de habitat, a urbanização promove outras modificações geradas pela introdução de espécies invasoras, poluição do ar e da água, despejo inapropriado de lixo e perturbações sonoras e luminosas (Russo & Ancilloto 2015). Essas mudanças no habitat levam ao desaparecimento das espécies mais sensíveis e ao favorecimento das espécies generalistas que são mais adaptáveis, provocando uma homogeneização da comunidade urbana (McDonald & Urban 2006; McKinney 2006; Dar & Reishi 2014). A ausência de predadores, a abundância de abrigos e nichos ecológicos, são fatores que contribuem para a permanência de algumas espécies nas áreas urbanas (Adams & Lindsay 2009).

Os morcegos estão entre os táxons capazes de se adaptar a paisagens urbanas (van der Ree & McCarthy 2005; Jung & Kalko 2011). Vários estudos têm demonstrado que devido à sua flexibilidade ecológica e capacidade de dispersão, as espécies de morcegos generalistas têm mostrado resiliência à urbanização e até mesmo se aproveitado dela, abrigoando-se em fragmentos de floresta urbana ou diretamente em edifícios da cidade (Bredt & Uieda 1996; Esbérard 2003; Barros et al. 2006). Esses morcegos respondem a urbanização por meio da abundância e diversidade de espécies,

apresentando uma ou duas espécies marcadamente dominantes na comunidade (Everette et al. 2001, Avilla-Flores & Fenton 2005, Jara-Servín et al. 2017). Estudos realizados na região Neotropical indicam que morcegos insetívoros são predominantes em grandes centros urbanos (Filho 2011). Porém, espécies frugívoras mais generalistas também parecem se adaptar bem a esses novos ambientes.

Em uma revisão sistemática da fauna de morcegos urbanos no Brasil, Nunes et al. (2017) encontraram 18 espécies de frugívoros citadas na literatura em áreas urbanas, indicando que eles são beneficiados por árvores frutíferas nativas e exóticas e outras plantas usadas no paisagismo urbano que fornecem recursos alimentares e abrigos (Pereira e Esbérard 2009; Bobrowiec e Cunha 2010). Nesse mesmo estudo, os autores relatam hábitos alimentares de 12 espécies de morcegos que consumiam recursos vegetais em áreas urbanizadas, com consumo de folhas e frutos de 16 famílias e 31 espécies de plantas nativas e exóticas, algumas delas comumente utilizadas no paisagismo urbano, como *Senna macranthera* (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby, *Terminalia catappa* L. e *Ficus tomentella* (Miq.)Miq.. Mas também encontraram algumas espécies nativas, como *Cecropia pachystachya* Trécul, *Piper aduncum* L. e *Solanum paniculatum* L.. Ainda de acordo com esses autores, *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) é o morcego frugívoro mais comum nas regiões Sul e Sudeste do país.

Com a expansão das áreas urbanas, a distância entre as cidades e as áreas protegidas diminuem, levando a impactos na biodiversidade protegida nessas áreas (McDonald et al. 2009). Como os morcegos frugívoros podem viajar longas distâncias entre abrigos, pousos de alimentação e áreas de forrageamento (Chaverri et al. 2007, Trevelin et al. 2013), eles podem facilitar a invasão de plantas exóticas em habitats naturais, e trazer espécies nativas para áreas urbanas. O Plano Piloto de Brasília foi planejado e se tornou um dos maiores centros de arquitetura moderna do mundo, e é

classificado como Patrimônio da Humanidade pela UNESCO. Está dividido em três setores: Eixo Monumental, Asa Sul e Asa Norte. A Asa Norte está a 1 km do Parque Nacional de Brasília.

Assim, o objetivo nesse trabalho é verificar a similaridade na dieta entre morcegos frugívoros presentes na área urbana e em área protegida próxima. Para isso testarei as seguintes hipóteses: (H_1) A área protegida deverá ter maior riqueza de espécies de morcegos que a área urbana. (H_2) A riqueza de espécies de morcegos frugívoros na área protegida será maior que a riqueza de espécies de frugívoros na área urbana. (H_3) A riqueza de espécies de morcegos no ambiente urbano será menor do que a da área protegida, mas a abundância das espécies será maior comparada à dos morcegos da área protegida. (H_4) A riqueza de espécies de frutos/sementes de espécies exóticas utilizadas será maior na área urbana que na área protegida. (H_5) Se os morcegos se deslocam entre as duas áreas provavelmente haverá alta similaridade de dieta entre os morcegos das duas áreas.

Para testar essas hipóteses morcegos serão capturados nas duas áreas, terão as fezes coletadas para identificação dos itens consumidos e análises comparativas.

Materiais e Métodos

1.1 Área de estudo

Esse estudo foi conduzido em duas áreas, sendo a área urbana a Asa Norte do Plano Piloto de Brasília, e a área protegida o Parque Nacional de Brasília (PNB) (Figura 1). O PNB é uma Unidade de Proteção Integral criado para proteger os rios fornecedores de água potável à Capital Federal e manter a vegetação em estado natural, além de contribuir para o equilíbrio das condições climáticas e evitar a erosão dos solos no Distrito Federal (ICMBio 2019). Está localizado a 1,5km da cidade de Brasília (15°39'57" S; 47°59'38" O), com mais de 40 mil hectares. Apresenta fitofisionomias típicas do Cerrado do Planalto Central como o cerrado *sensu stricto*, matas de galeria, campos limpos, campos sujos, campos de murundus e mata seca (Ferreira 2003). O PNB está inserido em duas bacias hidrográficas, Paraná e Tocantins-Araguaia, e o relevo é marcadamente acidentado na região inserida na Tocantins-Araguaia, e razoavelmente homogêneo na região inserida na bacia do Paraná (Carneiro 2017). Abriga quase duas mil espécies registradas da fauna e flora (speciesLink 2021), como o morceguinho-do-Cerrado, *Lonchophylla dekeyseri* (Taddei, Vizotto & Sazima, 1983) (Taddei et al. 1983), o lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815) (Lion 2007), o pequi, *Caryocar brasiliense* Cambess., e a lobeira, *Solanum lycocarpum* A.St.-Hill (Roveratti 2008). Foram registradas mais de mil espécies de plantas zoocóricas interagindo com 258 espécies de animais no Distrito Federal, sendo 118 espécies de 34 gêneros interagindo com 26 espécies de morcegos (Kuhlmann & Ribeiro 2016).

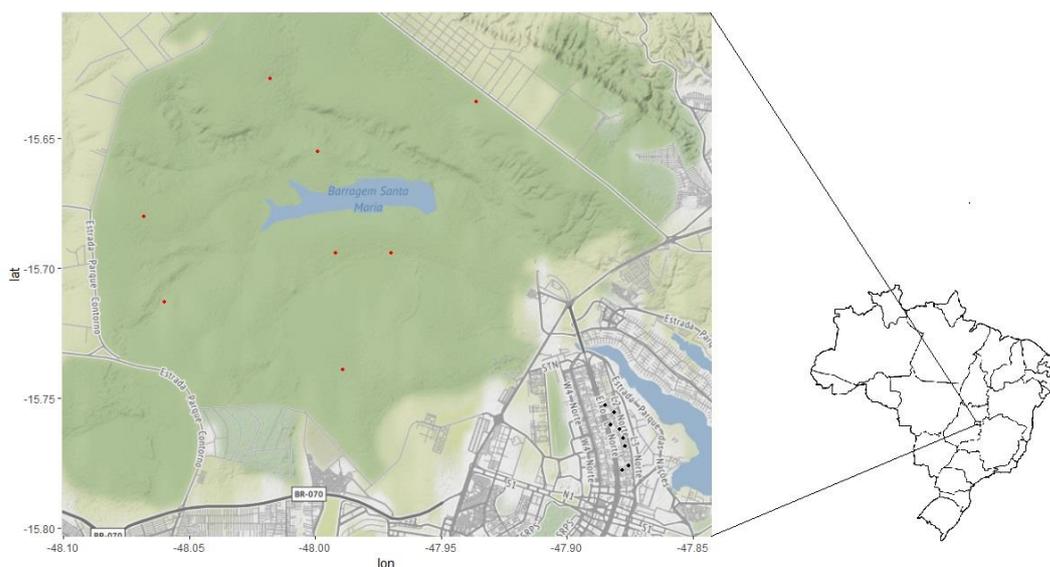


Figura 1. Pontos de captura de morcegos no Plano Piloto de Brasília (preto) e no Parque Nacional de Brasília (vermelho), para avaliar frugivoria por morcegos em áreas urbanas.

A Asa Norte faz parte do Plano Piloto de Brasília e tem como característica o espaçamento regular entre os prédios, intermediados por arborização densa (Silva 2003), plantada da década de 1960 em diante (ver Lima 2009). O Plano Piloto é dividido em quadras que têm 350m x 300m de tamanho e 50m de distância umas das outras. A Asa Norte é composta de 128 quadras sendo que a última dista 2km do PNB.

1.2 Captura de morcegos e coleta de fezes

Para captura dos morcegos, oito pontos em área urbana e oito na área protegida foram estabelecidos. As capturas foram realizadas uma vez por mês em cada ponto, entre os meses de novembro 2019 a outubro 2020. Foram utilizadas dez redes de neblina por ponto no Parque Nacional de Brasília (área protegida) e três redes por ponto na Asa Norte (área urbana). Como na área urbana há corredores limitando o voo dos morcegos, não é necessário um número muito grande de redes para interceptar os morcegos em voo ao contrário do que ocorre em uma área de cerrado natural. As redes eram abertas durante seis horas das 18h até as 24h, e eram checadas a cada 30min. Os

indivíduos capturados foram identificados com guia de campo (Peracchi et al. 2013), sexados, pesados e anilhados. Os morcegos foram colocados em saco de tecido por 30 minutos para coleta de fezes, sendo liberados em seguida. As fezes coletadas foram armazenadas em envelopes de papel manteiga e os envelopes foram armazenados em sacos de papel com envelopes de sílica para evitar degradação do material coletado por fungos.

1.3 Identificação do conteúdo das fezes

As amostras de fezes coletadas foram analisadas e separadas sob lupa no Laboratório de Biologia e Conservação de Morcegos (LaBCoM) da Universidade de Brasília (UnB). Cada amostra com uma câmera fotográfica Nikon D3100 com lente 18-55 mm invertida foi registrada. A identificação das espécies foi realizada por comparação com as amostras referência disponíveis no laboratório e imagens disponíveis no Guia de sementes dispersadas por morcegos na América Latina (Oliveira & Pereira 2016), além de outras imagens disponíveis na literatura (Lima et al. 2016). A identificação de polpas se deu pela procura das plantas-mãe próximas aos locais de coleta e comparação das fibras presentes na amostra com os frutos trazidos até a rede pelos morcegos. A origem das espécies de plantas utilizadas pelos morcegos foi determinada utilizando a base de dados do Re flora (Flora do Brasil 2020), sendo consideradas nativas as espécies lá determinadas como “nativa”, e exóticas todas as espécies não determinadas como “nativas”, incluindo espécies “naturalizadas” como exóticas.

1.4 Análises estatísticas

Para fins de análise, foi determinada a riqueza de espécie de morcegos como número total de espécies capturadas, e abundância como número de indivíduos

capturados por esforço amostral (indivíduos/m²*h). As guildas tróficas foram determinadas como frugívoros, nectarívoros, insetívoros aéreos, hematófagos e onívoros, de acordo com Denzinger & Schnitzler (2013) e Denzinger et al. (2016).

Para comparar a riqueza (H_1 , H_2 e H_4) dessas espécies entre as áreas análises de rarefação foram feitas utilizando a função “specaccum”, método “rarefaction”, do pacote “vegan” 2.5-7 (Oksanen et al. 2020) no R 4.0.5 (R Core Team 2021). Para comparar a abundância entre áreas, foi realizado um teste de Mann-Whitney, determinando a hipótese alternativa de que a área protegida tem maior abundância que a área protegida (“alternative = ‘greater’”, teste da H_3). Para verificar a influência das estações chuvosa e seca na riqueza de espécies de morcegos, morcegos frugívoros e espécies de plantas consumidas, também foram realizadas análises de rarefação. Já a influência das estações no número de capturas foi determinada por uma Análise de Variância (ANOVA), utilizando a função “aov”, do “vegan”. E para verificar diferenças no número de capturas entre os meses de coleta em cada área foram utilizados testes de distribuição de χ^2 , utilizando a função “chisq.test” do mesmo pacote.

Para ordenar a similaridade entre as dietas sementes/frutos utilizadas (H_5) de acordo com o morcego e área de coleta foi realizado um escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), utilizando o Índice de Similaridade de Bray-Curtis dos valores de abundância dos itens alimentares, através da função “metaMDS”, método “bray”, do pacote “vegan”. Foi avaliada a significância da diferença entre dietas por PERMANOVA, utilizando a função “adonis” também no “vegan”, tendo como preditores espécies de morcegos e área de coleta, e variável resposta as espécies de sementes e morfotipos de polpa coletados. A diferença entre pontos de coleta dentro de cada área foi testada utilizando PERMANOVA, a fim de determinar se a heterogeneidade de espécies de plantas disponíveis entre pontos de coleta influencia as

espécies vegetais consumidas. Para tanto, foram preditores os pontos de coleta e as espécies de morcegos, e como variável resposta as espécies e morfotipos de polpa coletados. Outra PERMANOVA foi utilizada para determinar se há diferença na dieta entre estações, tendo como preditores a estação e as espécies de morcegos, e como variável resposta as espécies e morfotipos de polpa coletados. Para determinar a diferença na dieta entre os meses de coleta, foram utilizados testes de distribuição de χ^2 , também no “vegan”.

Resultados

1.1 Captura de morcegos

Com o esforço amostral de 157,248h.m², sendo 120,960h.m² na área protegida e 36.288h.m² em área urbana, nos períodos de novembro/2019 a fevereiro/2020 e agosto/2020 a outubro/2020, capturei 687 morcegos, sendo 471 na área urbana e 216 em área preservada. Desses, 95% pertenciam aos Phyllostomidae, família com maior diversidade alimentar nos Neotrópicos (tabela 1). Assim, a área urbana apresentou maior número de capturas que a área protegida, apesar do menor esforço amostral. Apenas seis espécies de morcego foram capturadas na área urbana, sendo três dessas espécies correspondentes a 95% das capturas nessa área. Já na área protegida, foram registradas 21 espécies, com abundâncias muito mais distribuídas, sendo necessárias dez espécies para chegar ao mesmo percentual correspondente a 95% das capturas.

Tabela 1. Número de morcegos frugívoros capturados na Asa Norte - Plano Piloto de Brasília (área urbana) e no Parque Nacional de Brasília (área protegida), e frutos consumidos por essas espécies identificados por meio das sementes e polpa presentes nas amostras fecais. Dentre parênteses a abundância relativa do número de frugívoros capturados se comparados ao total de indivíduos capturados na área.

Bat species	Urban area	Protected area	Miconia sp.	Piper hispidum	Ficus gomelleira	Terminalia catappa	Ficus nymphaeifolia	Piper aduncum	Licania tomentosa	Mangifera indica	Ficus sp. 1	Ficus sp. 2	Piper sp.	Vismia sp.	Syagrus romazoffiana	pulp	arthropod
<i>Artibeus lituratus</i>	200 (61,1%)	43 (19,9%)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x
<i>Artibeus planirostris</i>	139 (29,5%)	17 (7,8%)	x	x	x		x	x	x	x	x	x					x
<i>Carollia perspicillata</i>		35 (16,2%)				x							x	x			x
<i>Platyrrhinus lineatus</i>	13 (2,7%)	17 (7,8%)	x		x	x											x
<i>Dermanura cinerea</i>		19 (8,7%)															
<i>Sturnira lilium</i>		11 (5,0%)									x		x				x
<i>Dermanura anderseni</i>		3 (1,3%)															
<i>Artibeus obscurus</i>	1 (0,2%)								x								
<i>Platyrrhinus recifinus</i>		1 (0,4%)															

Quanto às guildas alimentares, a área urbana apresentou três: frugívoros (93,8%, 4 spp.), insetívoros aéreos (5%, 1 sp.) e nectarívoros (1,2%, 1 sp.). Na área protegida, as guildas alimentares registradas foram a dos frugívoros (67,1%, 8 spp.), nectarívoros (25,8%, 3 spp.), insetívoros aéreos (4,6%, 8 spp.) e hematófagos (0,4% 1 sp.). A riqueza total de morcegos foi significativamente maior na área protegida (Figura 2). A área protegida apresentou o dobro de espécies (oito) de morcego frugívoros que a área urbana (quatro) (Figura 2).

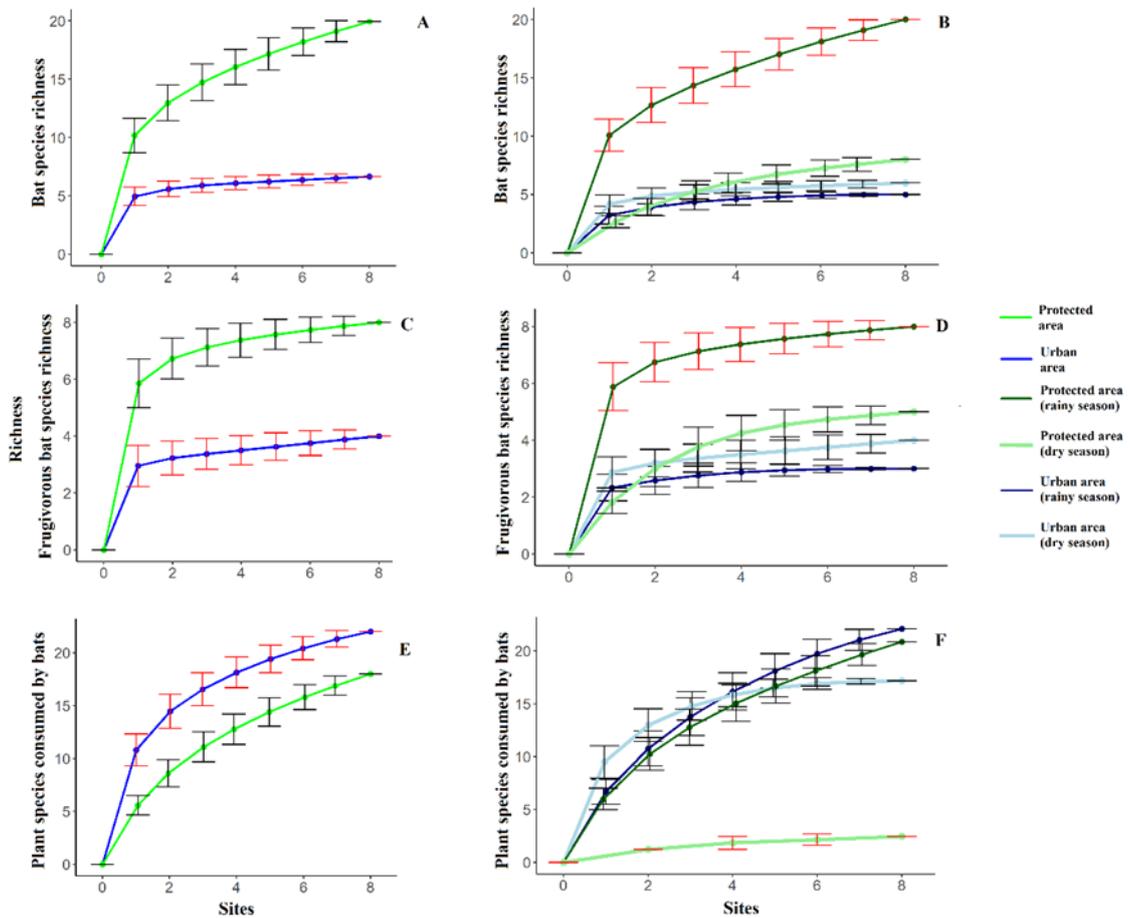


Figura 2. Curvas de rarefação da riqueza de espécies de morcegos (A, B), de morcegos frugívoros (C, D) e de plantas consumidas por morcegos (E, F) da Asa Norte do plano piloto de Brasília (área urbana, verde) e do Parque Nacional de Brasília (área protegida, azul). Estação seca representada por tons claros e estação chuvosa representada por tons escuros (B, D e F). Cores diferentes das barras de erro (vermelho e preto) representando diferenças significativas (sem sobreposição).

A estação chuvosa (novembro, dezembro, janeiro e fevereiro) foi marcada por pluviosidade acima de 200mm, enquanto a estação seca (agosto, setembro e outubro) foi marcada por pluviosidade abaixo de 100mm. A curva de rarefação demonstrou maior riqueza de espécies de morcegos durante a estação chuvosa na área protegida (Figura 2). Na área protegida houve menor riqueza de espécies de morcegos frugívoros durante a estação seca. Na área urbana não houve variação na riqueza de espécies considerando todos os morcegos ou apenas os frugívoros entre as estações (Figura 2).

A abundância observada foi maior na área urbana que na área protegida ($V = 36$, $p = 0,007$), bem como a abundância de frugívoros foi maior na área urbana ($V = 36$, $p = 0,003$). Não houve diferenças significativas na captura de morcegos entre as estações seca e chuvosa ($F = 6,259$, $p = 0,054$). A área urbana apresentou influência direta da chuva no número de capturas de morcego ($F = 25,260$, $p = 0,007$), o que não foi observada no número de capturas na área protegida ($F = 2,790$, $p = 0,170$). Também não houve influência da chuva no número de capturas de morcegos frugívoros entre as estações ($F = 5,823$, $p = 0,060$), com sazonalidade no número de capturas na área urbana ($F = 28,690$, $p = 0,005$), mas não na área protegida ($F = 4,271$, $p = 0,108$). Houve diferença no número de capturas de morcegos entre os meses ($\chi^2 = 92,276$, $p < 0,001$; área urbana: $\chi^2 = 76,860$, $p < 0,001$; área protegida: $\chi^2 = 45,500$, $p < 0,001$) e no número de capturas de morcegos frugívoros entre os meses ($\chi^2 = 225,490$, $p < 0,001$; área urbana: $\chi^2 = 78,061$, $p < 0,001$; área protegida: $\chi^2 = 29,315$, $p < 0,001$).

Foram registradas 18 recapturas, sendo três na área protegida e 15 na área urbana. Na área protegida as espécies recapturadas no mesmo local de captura foram *Lonchophylla dekeyseri* (Taddei, Vizotto & Sazima, 1983) (uma vez), *Carollia perspicillata* (Linnaeus, 1758) (duas vezes), todas durante a estação chuvosa. Já na área urbana as espécies recapturadas foram *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) (três vezes em

pontos diferentes com distância média = 510m) e *A. planirostris* (Spix, 1823) (12 vezes em pontos diferentes com distância média = 800m), sendo seis recapturas na estação chuvosa e nove na seca. Não houve registro de intercambialidade dos indivíduos entre áreas, ou seja, nenhum indivíduo anilhado em área urbana foi recapturado na área protegida, nem vice-versa.

1.2. Coleta e identificação do conteúdo das fezes

Foram coletadas 197 amostras fecais de 11 espécies de morcegos, sendo a maioria proveniente da cidade (156 de área urbana, 79%; 41 de área protegida, 21%) (Tabela 2). Na área urbana *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) foi responsável por mais da metade das amostras (86 amostras, 55%), seguido por *A. planirostris* (Spix, 1823), que forneceu 63 amostras (40%). Em área protegida, *Carollia perspicillata* (Linnaeus, 1758) foi responsável por quase metade das amostras (19 amostras, 46%) seguida por *Glossophaga soricina* (Pallas, 1766) (7 amostras, 17%) e *Lonchophylla dekeyseri* (5 amostras, 12%). Quanto aos itens alimentares observados, sementes (102 amostras, 52%) e polpas (78 amostras, 39,5%) foram registradas em frequência semelhante, somando 91,5% do total. As principais sementes consumidas pertencem aos gêneros *Ficus*, *Piper* e *Miconia*, sendo o último presente apenas em área urbana. A identificação de polpas é mais difícil e apenas 29% pôde ser identificada ao nível de espécie, geralmente quando frutos foram carregados à rede ou por busca ativa da planta-mãe próximo aos pontos de coleta. Assim, classificamos, quando possível, as polpas não identificadas em morfotipos.

As espécies que puderam ser identificadas foram: *Piper hispidum* Sw. (nativa, 17 amostras em área urbana, 11%), *Piper aduncum* L. (nativa, sete amostras em área urbana, 4,5%), *Ficus gomelleira* Kunth (nativa, 15 amostras em área urbana, 10%), *Ficus nymphaeifolia* Mill. (nativa, 11 amostras em área urbana, 7%), *Licania tomentosa*

(Benth.) Fritsch (nativa, seis amostras em área urbana, 4%), *Syagrus romanzoffiana* (nativa, uma amostra em área urbana, 0,6%), *Terminalia catappa* L. (exótica, 12 amostras em área urbana, 7%, duas amostras em área protegida, 4,8%), e *Mangifera indica* L. (exótica, duas amostras em área urbana, 1,2%) (tabela 2, figura 3).

Quanto a origem das espécies de planta utilizadas por morcegos, 57% das amostras coletadas em área urbana continham espécies nativas (as seis previamente citadas, e uma espécie não identificada pertencente ao gênero *Miconia*), enquanto 8,8% continham espécies exóticas (*T. catappa* L. e *M. indica* L.). Já na área protegida, 31,7% eram nativas (uma espécie não identificada do gênero *Vismia*, três espécies não identificadas de *Piper* e três de *Ficus*) e 5% exóticas (*T. catappa* L.). O restante das amostras não pôde ser identificado ao nível de espécie/gênero (em especial polpas) ou não teve sua origem determinada. Com exceção das duas amostras de *Terminalia catappa* L. coletadas na área protegida, todas as outras amostras tinham origem nativa, e, a área urbana apresentou o dobro de espécies exóticas (duas, *T. catappa* L. e *Mangifera indica* L.). Quanto a frequência de nativas e não-nativas nas amostras, os morcegos utilizaram significativamente mais espécies nativas que exóticas, tanto na área urbana ($\chi^2 = 118,610$, $p < 0,001$), quanto na protegida ($\chi^2 = 33,390$, $p < 0,001$).

A riqueza observada de plantas utilizadas por morcegos frugívoros foi de 17 espécies de semente/morfotipos de polpa na área urbana em 156 amostras, e 12 espécies de semente/morfotipos de polpa na área protegida em 41 amostras. A área urbana apresentou maior riqueza de espécies vegetais consumidas por morcegos frugívoros que a área protegida (Figura 2).

Tabela 2. Espécies de sementes e morfotipos de polpa (linhas) consumidas por morcegos (colunas) na área urbana da Asa Norte do Plano Piloto de Brasília (acima), e em uma área protegida adjacente, Parque Nacional de Brasília (PNB), Distrito Federal, Brasil.

PNB	<i>Carollia perspicillata</i>	<i>Glossophaga soricina</i>	<i>Lonchophylla dekeyseri</i>	<i>Artibeus planirostris</i>	<i>Sturnira lilium</i>	<i>Artibeus lituratus</i>	<i>Anoura caudifer</i>	<i>Myotis riparius</i>	Sum	
<i>Vismia</i> sp.	6	0	1	0	0	0	0	0	7	
polen	2	4	0	0	0	0	0	0	6	
yellow pulp	2	0	2	0	0	0	1	0	5	
white pulp	4	0	0	0	1	0	0	0	5	
brown pulp	0	1	0	1	0	2	0	0	4	
<i>Terminalia catappa</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	2	
flower	0	1	1	0	0	0	0	0	2	
arthropod	1	0	0	0	0	0	0	1	2	
<i>Ficus</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	1	
<i>Ficus</i> sp.1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	
<i>Ficus</i> sp.2	0	0	0	0	1	0	0	0	1	
<i>Piper</i> sp.1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	
<i>Piper</i> sp.2	1	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Piper</i> sp.3	0	1	0	0	0	0	0	0	1	
pulp	0	0	1	0	0	0	0	0	1	
dark pulp	1	0	0	0	0	0	0	0	1	
Sum	19	7	5	3	3	2	1	1	41	
City	<i>Artibeus lituratus</i>	<i>Artibeus planirostris</i>	<i>Platyrrhinus lineatus</i>	<i>Glossophaga soricina</i>	<i>Artibeus obscurus</i>	<i>Molossus molossus</i>				
<i>Miconia</i> sp.	17	19	2	0	0	0				38
pulp	12	7	1	0	0	0				20
<i>Piper hispidum</i>	7	9	0	1	0	0				17
<i>Ficus gomelleira</i>	6	8	1	0	0	0				15
<i>Terminalia catappa</i>	10	1	1	0	0	0				12
<i>Ficus nymphaeifolia</i>	5	6	0	0	0	0				11
green pulp	3	5	0	0	0	0				8
<i>Piper aduncum</i>	5	2	0	0	0	0				7
<i>Licania tomentosa</i>	4	1	0	0	1	0				6
arthropod	4	0	0	0	0	1				5
purple pulp	4	0	0	0	0	0				4
<i>Mangifera indica</i>	1	1	0	0	0	0				2
greenish white pulp	0	2	0	0	0	0				2
brown pulp	2	0	0	0	0	0				2
yellowish green pulp	2	1	0	0	0	0				2
yellow pulp	0	1	0	0	0	0				1
polen	0	0	0	1	0	0				1
<i>Ficus</i> sp.	1	0	0	0	0	0				1
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	1	0	0	0	0	0				1
Sum	84	63	5	2	1	1				156

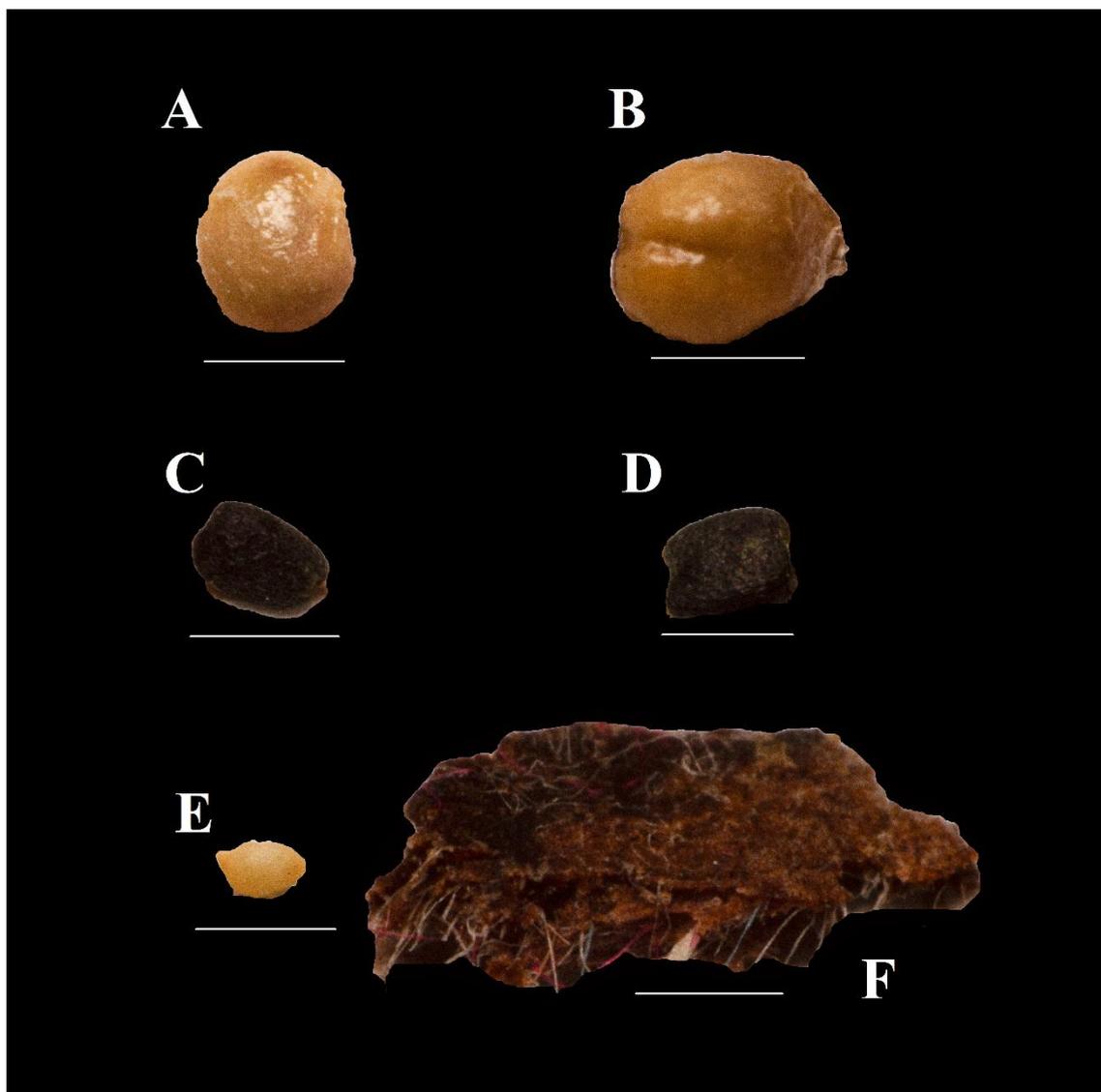


Figure 3. Diásporos de Moraceae (A - *Ficus gomeleira* e B - *Ficus nymphaeifolia* Mill.), Piperaceae (C - *Piper aduncum* L. e D - *Piper hispidum* Sw.), Melastomataceae (E - *Miconia* sp.) e polpa de Combretaceae (F - *Terminalia catappa* L.) encontrados em fezes de morcegos capturados com redes de neblina no plano piloto da cidade de Brasília, Distrito Federal. Fotos: Lucas de Toledo Lauretto. Escala = 1 mm.

Foi observada ainda uma menor riqueza de espécies de plantas consumidas por morcegos durante a estação seca na área protegida (Figura 2). Também foi observada a influência significativa da pluviosidade na abundância de amostras entre estações ($F = 8,624$, $p = 0,032$). Contudo, isso não foi observado dentro de cada área (área urbana: $F = 5,070$, $p = 0,087$; área protegida: $F = 3,033$, $p = 0,142$). Diferenças significativas foram observadas na abundância de amostras entre os meses ($\chi^2 = 92,276$, $p < 0,001$), marcado

pelo grande número de amostras nos meses dezembro, janeiro e fevereiro. Essa tendência foi observada na área urbana ($\chi^2 = 64.617$, $p < 0,001$) e na área protegida ($\chi^2 = 12,094$, $p = 0,028$).

O escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), utilizando Índice de Similaridade de Bray-Curtis dos valores de abundância dos itens alimentares de morcegos frugívoros demonstrou diferenças discretas entre as áreas (Figura 4). A análise de PERMANOVA atestou diferença significativa nas dietas entre áreas ($F = 6,761$, $p = 0,001$) e dispersores ($F = 1,330$, $p = 0,003$), mas não há interação entre esses preditores ($F = 1,027$, $p = 0,412$). Contudo, *Glossophaga soricina* (Pallas, 1766) foi exceção pois se alimentou de frutos e pólen na área urbana e apenas de pólen na área protegida (tabela 2). Alternativamente, foi testada a diferença entre pontos de coleta utilizando a mesma análise. Houve diferença significativa entre pontos de coleta da área urbana ($F = 2.33873$, $p = 0.001$) e da área protegida ($F = 1.66028$, $p = 0.001$), mas não houve diferença entre espécies de dispersores (área urbana: $F = 1.27894$, $p = 0.070$; área protegida: $F = 1.11151$, $p = 0.201$) nem interação entre esses preditores (área urbana: $F = 0.94651$, $p = 0.664$; área protegida: $F = 0.80175$, $p = 0.902$).

Discussão

A primeira hipótese de que a área protegida teria maior riqueza de espécies de morcegos que a área urbana foi confirmada. Na área urbana 15 espécies que estavam presentes na área protegida foram ausentes indicando uma provável sensibilidade dessas espécies ao ambiente urbano. Mesmo as áreas estando tão próximas, essas espécies de morcegos não foram capturadas ao longo do ano de estudo na área urbana.

Considerando apenas as espécies frugívoras, a riqueza de frugívoros da área protegida é o dobro da área urbana, corroborando a segunda hipótese. Todas as espécies de morcegos encontradas na área urbana estudada já foram previamente registradas na literatura ocorrendo em outras cidades (Nunes et al. 2017). Nesse estudo foi então confirmado que espécies generalistas encontram comida e abrigo na área urbana. As características que levam essas poucas espécies a perdurarem em ambiente urbano estão associadas a traços funcionais, como tipo de forrageio e abrigo (Kirsten & Threlfall 2018).

Conforme previsto pela terceira hipótese, algumas poucas espécies são mais abundantes na área urbana que em área protegida. Na área urbana, as três espécies majoritariamente dominantes já foram registradas como dominantes em cidades brasileiras (Nunes et al. 2017). A dominância de *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) e *A. planirostris* (Spix, 1823) deve-se, provavelmente, aos hábitos alimentares de frugívoros generalistas, que aproveitam a abundância de recursos na área urbana proveniente da arborização (Corlett 2005, Caughlin et al. 2012, Laurindo & Vinzentin-Bugoni 2020). As diferenças no número de capturas observadas entre as estações chuvosa e seca e entre os meses na área urbana, indicam mudança no uso do habitat ao longo do ano, conforme previamente registrado na literatura (Haupt et al. 2006).

A dominância de *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) e *A. planirostris* (Spix, 1823) em área urbana pode representar a ocorrência de armadilha ecológica para essas espécies. Armadilha ecológica ocorre quando uma espécie avalia incorretamente a qualidade de um habitat, que apesar de atrativo, representa um local com alta mortalidade, em especial de adultos (Gates & Gysel 1978). Isso pode levar a grandes perdas da população local, e até mesmo, extinção dessas populações (Schlaepfer et al. 2002). Em ambientes urbanos, morcegos estão susceptíveis a armadilhas ecológicas por efeito de predação por animais domésticos, como gatos (Vlaschenko et al. 2019), maior prevalência de doenças (Hopkins et al. 2021), uso de abrigos potencialmente letais (Bideguren et al. 2019), eletrocução em linhas de altas tensão (Tella et al. 2020), e, conforme proposto, porém não testado aqui, potencialmente atraídos pela disponibilidade perene de alimentos observada na área urbana. De fato, um estudo feito com morcegos frugívoros egípcios investigando sua movimentação conclui que alguns indivíduos se abrigam em área rural, mas se deslocam diariamente até a área urbana para utilizar os recursos alimentares disponível nessas áreas (Egert-Berg et al. 2021). Os mesmos autores também observaram maior movimentação dos indivíduos residentes na área urbana.

Não foi observada intercambialidade de indivíduos entre a área urbana e a área protegida, apesar da proximidade. Isso pode indicar separação parcial entre as populações da área urbana e da área protegida, como também pode se dar pela baixa taxa de recaptura (< 2%). O deslocamento maior dos morcegos na área urbana pode estar associado ao fato de que as espécies recapturadas em área urbana são maiores que a capturadas em área protegida. De fato, distâncias de movimentação superiores a 100Km já foram registradas para *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) (Arnone et al. 2016), enquanto a movimentação esperada para um morcego menor como *Carollia*

perspicillata (Linnaeus, 1758) e *Glossophaga soricina* (Pallas, 1766) varia entre um e 4 quilômetros (Heithaus & Fleming 1978; Fleming & Heithaus 1986; Aguiar et al. 2014). Também devemos considerar que os pontos na área protegida eram em média mais distantes uns dos outros que os pontos em área urbana, o que pode diminuir a chance de recaptura em pontos diferentes.

Quanto aos recursos utilizados por morcegos, alguns registros de interação em áreas urbanas brasileiras são novos. Foi registrado pela primeira vez o uso em área urbana de *Piper hispidum* Sw. por *Glossophaga soricina* (Pallas, 1766), *Artibeus planirostris* (Spix, 1823) e *A. lituratus* (Olfers, 1818). Também é o primeiro registro do consumo de *Licania tomentosa* (Benth.) Fritsch por *Artibeus obscurus* (Schinz, 1821), *A. planirostris* (Spix, 1823) e *A. lituratus* (Olfers, 1818). Além disso, o registro de duas novas espécies e um gênero consumidos por *Platyrrhinus lineatus* (E. Geoffroy, 1810) em área urbana (gênero *Miconia*, *Ficus gomelleira* Kunth e *Terminalia catappa* L.). O maior avanço ocorreu nos novos registros de interação de *Artibeus planirostris* (Spix, 1823), ao qual a oito novas interações estão associadas: além da duas já citadas, *Ficus nymphaeifolia* Mill., *Ficus gomelleira* Kunth, *Mangifera indica* L., *Miconia* sp., *Piper aduncum* L. e *Terminalia catappa* L.. Por fim, também é o primeiro registro da interação entre *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) e *Ficus nymphaeifolia* Mill. no Brasil, interação que já havia sido registrada em país vizinho, na Guiana Central (Horsley et al. 2015).

Os principais gêneros utilizados *Piper*, *Ficus* e *Miconia* já eram registrados como importantes fontes de alimento para os morcegos frugívoros (Kuhlmann & Ribeiro 2016), inclusive em áreas urbanas (Nunes et al. 2017, Oliveira & Pereira 2016, Laurindo & Vinzentin-Bugoni 2020). Contudo, as espécies de *Piper* e *Ficus* dispersadas na área urbana são diferentes das dispersadas na área protegida. A origem das espécies

do mesmo gênero consumidas na área protegida não pôde ser atestada com certeza, uma vez que não puderam ser identificadas ao nível de espécie. Na área urbana, um quarto das amostras foram identificadas como pertencentes ao gênero *Miconia* por comparação com a amostra de *Miconia cinammomifolia* coletada por Lima et al. (2016), encontrada nas fezes de morcego. Contudo, nossas amostras não são compatíveis com nenhuma das espécies do gênero mais comuns no Distrito Federal, e os indivíduos pertencentes ao gênero em área urbana provavelmente estão localizados em áreas verdes. Isso ressalta a importância das áreas verdes na alimentação dos morcegos que utilizam as áreas mais urbanizadas.

O presente estudo demonstra diferenças na dieta de morcegos presentes em área urbana e área protegida, assim como diferença significativa entre os potenciais dispersores dessas sementes. Foi verificado que os morcegos não mudam sua dieta de acordo com a área. Contudo, a diferença entre as distribuições de abundância e composição das espécies entre as áreas, tanto de morcegos quanto de plantas, é grande, o que pode gerar essa falta de interação de efeito entre morcegos e área. Um estudo sobre dieta de morcegos frugívoros no Egito encontrou maior diversificação na dieta dos residentes urbanos em comparação com morcegos residentes em áreas rurais próximas (Egert-Berg et al. 2021). Nesse estudo foi encontrado o mesmo, ou seja, maior riqueza de espécies de plantas utilizadas por morcegos frugívoros em área urbana. Essa diferença, contudo, foi marcada por menor riqueza de frutos consumidos por morcegos durante a estação seca na área protegida, enquanto na área urbana observa-se uma constância de espécies sendo consumidas entre as estações chuvosa e seca.

Ademais, as diferenças significativas encontradas na dieta dos morcegos entre pontos de coleta devem-se provavelmente a dois fatores: na área urbana, as espécies plantadas não seguem uma lógica única no espaço nem no tempo, como é o caso de

Brasília, que teve sua arborização principal feita de acordo com a disponibilidade de mudas para plantio (Lima 2009); na área protegida de Cerrado (PNB), foram amostradas matas de galeria e cerrado *sensu strictu*, o que espera-se que gere diferença entre as plantas utilizadas.

Nesse estudo, a maioria das plantas identificadas provenientes da cidade pertenciam a espécies nativas. Considerando o fato de que a maioria das árvores plantadas na área urbana é exótica (Lima 2009), os resultados indicam que há preferência alimentar dos frugívoros urbanos por plantas nativas. Assim, fica clara a importância da ordem Chiroptera para regeneração natural de áreas impactadas, especialmente em áreas urbanas. Também fica evidente o papel da arborização urbana para manter essa assembleia frugívora saudável, promovendo dispersão de nativas, e não de exóticas. No geral a dieta dos morcegos frugívoros foi bem diferente entre a área protegida e a área urbana, refutando a quinta hipótese. Essa observação pode estar associada a não observação de movimentação entre as áreas, como pode também estar associada à dominância de espécies diferentes de morcegos entre as áreas. É fato, contudo, que algumas das espécies capturadas já foram registradas dispersando sementes exóticas em áreas nativas (Laurindo & Vizentin-Bugoni 2020), o que foi corroborado nesse estudo com o consumo de *Terminalia catappa* L. na área protegida.

A riqueza de espécies de plantas utilizadas foi constante entre as estações chuvosa e seca e entre os meses de coleta, mas o número de amostras foi significativamente maior nos meses da estação chuvosa. Esse resultado é consequência do maior número de capturas de morcegos frugívoros, e está provavelmente relacionado a uma maior disponibilidade de frutos nesse período. Um estudo realizado com morcegos frugívoros na África do Sul encontrou alteração na dieta de morcegos frugívoros em área urbana entre estações, com maior presença de plantas exóticas na

dieta durante o inverno, período em que poucas nativas frutificam (Rollinson et al. 2013). Nesse estudo não foi observado o mesmo resultado, uma vez que todas as plantas exóticas foram coletadas durante o período chuvoso. Isso pode ser explicado pelo fato de que as plantas exóticas utilizadas, *Terminalia catappa* L. e *Mangifera indica* L., frutificam no mesmo período que a maioria das nativas. Mas também houve menor riqueza de frutos durante a estação seca na área protegida, enquanto a riqueza de frutos permaneceu constante na área urbana. Portanto, a dieta de morcegos frugívoros em área urbana varia de acordo com o as espécies nativas da área bem como as espécies plantadas na arborização, o que torna cada um desses novos ecossistemas um caso particular. Também fica evidente que a limitação de recursos utilizados por morcegos frugívoros em áreas nativas podem explicar parcialmente a alta abundância de algumas poucas espécies tolerantes na área urbana.

Entre as espécies utilizadas por morcegos frugívoros em área urbana estão algumas com importância econômica. *Terminalia catappa* L. é uma espécie nativa do Sudoeste da Ásia, com extensa literatura sobre suas propriedades fitoquímicas, antimicrobianas, antiinflamatórias, analgésicas, cicatrizantes, antidiabéticas, hepatoprotetoras, antitumorais e contra o envelhecimento (*antiaging*) (Anand et al. 2015), e pode ser utilizada para produção de biodiesel (Dos Santos et al. 2008). *Mangifera indica* L. é uma planta nativa da Ásia comercializada mundialmente na casa das dezenas de milhares de toneladas todos os anos (Chadha & Pal 2018), que foi muito utilizada na arborização de cidades brasileiras, sendo uma das principais espécies plantadas em Brasília na década de 1960 (Lima 2009). *Licania tomentosa* (Benth.) Fritsch é outra planta muito utilizada para arborização urbana (Machado et al. 2006; Rosatto et al. 2008; Almeida & Rondon Neto 2010). O extrato de *Piper hispidum* Sw. tem ação microbiana relatada (da Silva Alves et al. 2016), mas a espécie dificilmente

seria utilizada para arborização. De fato, nem *P. hispidum* Sw. nem *P. aduncum* L. devem ter sido plantadas intencionalmente, não constando no registro de plantios no início de Brasília (Lima 2009). Essas espécies foram possivelmente dispersadas pelos próprios morcegos ou por aves, e mantidas posteriormente na expansão da urbanização.

Futuros trabalhos sugeridos incluem investigações na movimentação dos morcegos urbanos brasileiros, bem como estimativas de expectativa de vida e mortalidade de morcegos adultos em área urbana, visto que com esses dados essas populações poderiam ser usadas como bioindicadores urbanos. A ausência de dados populacionais impede a avaliação exata da ocorrência de armadilha ecológica nessas áreas.

Assim, morcegos frugívoros apresentaram menor riqueza e maior abundância em ambientes urbanos. Em áreas urbanas esses morcegos se utilizam de frutos diferentes dos consumidos em áreas protegidas próximas. Apesar da proximidade entre as áreas e da alta capacidade de deslocamento dos morcegos, nesse estudo morcegos frugívoros não foram observados transitando entre a área urbana e a área protegida. Na cidade, os morcegos frugívoros se utilizaram de espécies nativas que provavelmente foram introduzidas por eles mesmos e mantidas na urbanização. Pela disponibilidade de espécies de plantas nativas na área urbana, foi possível observar uma preferência dos morcegos frugívoros por espécies. Quinze novas interações entre plantas e morcegos em áreas urbanas brasileiras foram registradas, avançando o conhecimento da interação entre as espécies mais abundantes nessas áreas.

Referencias

- Adams, C. E., & Lindsay, K. J. 2009. Urban wildlife management (2nd ed.). Boca Raton: Taylor & Francis Press.
- Aguiar, L., Bernard, E., & Machado, R. B. 2014. Habitat use and movements of *Glossophaga soricina* (Pallas, 1766) and *Lonchophylla dekeyseri* (Chiroptera: Phyllostomidae) in a Neotropical savannah. *Zoologia (Curitiba)*, 31:223-229.
- Almeida, D. N. D., & Rondon Neto, R. M. 2010. Análise da arborização urbana de duas cidades da região norte do estado de Mato Grosso. *Revista Árvore*, 34, 899-906.
- Anand, A., Divya, N., & Kotti, P. 2015. An updated review of *Terminalia catappa* L.. *Pharmacognosy reviews*, 9(18):93.
- Arnone, I. S., Trajano, E., Pulchério-Leite, A., & Passos, F. D. C. 2016. Long-distance movement by a great fruit-eating bat, *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818), in southeastern Brazil (Chiroptera, Phyllostomidae): evidence for migration in Neotropical bats?. *Biota Neotropica*, 16.
- Bianchini, E., Emmerick, J. M., Messetti, A. V. L. & Pimenta, J. A. 2015. Phenology of two *Ficus* species in seasonal semi-deciduous forest in southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 75:206–214.
- Bideguren, G. M., López-Baucells, A., Puig-Montserrat, X., Mas, M., Porres, X., & Flaquer, C. (2019). Bat boxes and climate change: testing the risk of over-heating in the Mediterranean region. *Biodiversity and Conservation*, 28(1), 21-35.
- Bowman Cutway, H. & Ehrenfeld, J. G. 2010. The influence of urban land use on seed dispersal and wetland invasibility. *Plant Ecology*, 210(1), 153–167. doi:10.1007/s11258-010-9746-5
- Bredt A. & Uieda W. 1996. Bats from urban and rural environments of the Distrito Federal, midwestern Brazil. *Chiroptera Neotropical* 2: 54-57.
- Brito F, Horta CJG, Amaral EFL. 2001. “A urbanização recente no Brasil e as aglomerações metropolitanas.” *Open Science Framework Preprints*, August 18.
- Buczkowski, G. & Richmond, D. S. 2012. The effect of urbanization on ant abundance and diversity: a temporal examination of factors affecting biodiversity. *PloS one* 7:e41729.
- Carneiro, Pedro dos Santos. Relações entre as variáveis biofísicas da cobertura vegetal natural e o relevo no Parque Nacional de Brasília (DF). 2017. 25 f., iL. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Gestão Ambiental) — Universidade de Brasília, Planaltina-DF, 2017.
- Caughlin, T. T., Ganesh, T., & Lowman, M. D. 2012. Sacred fig trees promote frugivore visitation and tree seedling abundance in South India. *Curr Sci* 102(6):918–922.
- Chadha, K. L., & Pal, R. N. 2018. *Mangifera indica* L. (pp. 211-230). CRC Press.
- Corlett, R. T. 2005. Interactions between birds, fruit bats and exotic plants in urban Hong Kong, South China. *Urban Ecosystems*, 8(3):275-283.
- Cruz, J. C., Ramos, J. A., Da Silva, L. P., Tenreiro, P. Q., & Heleno, R. H. 2013. Seed dispersal networks in an urban novel ecosystem. *European journal of forest research*, 132(5):887-897.
- da Silva Alves, H., da Rocha, W. R. V., Fernandes, A. F. C., Nunes, L. E., Pinto, D. S., Costa, J. I. V., ... & Catão, R. M. R. 2016. Antimicrobial activity of products obtained from *Piper* species (Piperaceae). *Revista Cubana de Plantas Medicinales*, 21(2), 168-180.
- Dar, P. A. & Reshi, Z. A. 2014. Components, processes and consequences of biotic homogenization: a review. *Contemp Probl Ecol* 7:123–136.

- Denzinger, A., & Schnitzler, H. U. 2013. Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. *Frontiers in physiology*, 4, 164.
- Dos Santos, I. C. F., De Carvalho, S. H. V., Solleti, J. I., de La Salles, W. F., de La, K. T. D. S., & Meneghetti, S. M. P. 2008. Studies of *Terminalia catappa* L. L. oil: characterization and biodiesel production. *Bioresource technology*, 99(14), 6545-6549.
- Egert-Berg, K., Handel, M., Goldshtein, A., Eitan, O., Borissov, I., & Yovel, Y. 2021. Fruit bats adjust their foraging strategies to urban environments to diversify their diet. *BMC biology*, 19(1):1-11.
- Everette, A., O'Shea, T., Ellison, L., Stone, L., & McCance, J. 2001. Bat Use of a High-Plains Urban Wildlife Refuge. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 29(3):967-973.
- Ferreira, M. E. 2003. Análise do modelo linear de mistura espectral na discriminação de fitofisionomias do Parque Nacional de Brasília (bioma cerrado). Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Geologia. Universidade de Brasília, Brasília.
- Filho, H. O. 2011. Urban bats: aspects of ecology and health. In: Robinson WH, de Carvalho Campos AE (eds) *Proceedings of the seventh international conference on urban pests*, Instituto Biológico, São Paulo, Brazil.
- Fleming, T. H. 1981. Fecundity, fruiting pattern, and seed dispersal in *Piper amalago* (Piperaceae), a bat-dispersed tropical shrub. *Oecologia* 51:42-46.
- Fleming, T. H. & Sosa, V. J. 1994. Effects of nectarivorous and frugivorous mammals on reproductive success of plants. *Journal of Mammalogy* 75:845-851.
- Flora do Brasil 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 15 mar. 2021
- Gelmi-Candusso, T. A., & Hämäläinen, A. M. (2019). Seeds and the city: the interdependence of zoochory and ecosystem dynamics in urban environments. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 41.
- Hopkins, S. R., Hoyt, J. R., White, J. P., Kaarakka, H. M., Redell, J. A., DePue, J. E., ... & Langwig, K. E. 2021. Continued preference for suboptimal habitat reduces bat survival with white-nose syndrome. *Nature communications*, 12(1): 1-9.
- Howe, H. F., & Smallwood, J. 1982. Ecology of Seed Dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13(1): 201-228.
- Horsley, T. W., Bicknell, J. E., Lim, B. K., & Ammerman, L. K. 2015. Seed dispersal by frugivorous bats in Central Guyana and a description of previously unknown plant-animal interactions. *Acta Chiropterologica*, 17(2):331-336.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2019. Distrito Federal. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=530010>. Acesso em 25/05/2021.
- IBAMA, I. B. do M. A. e dos R. N. R., & FUNATURA. 1998. Plano de Manejo do Parque Nacional de Brasília.
- ICMBio, 2019. Portal do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. A história de criação da unidade de conservação se relaciona diretamente com a construção de Brasília. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/10710-parque-nacional-de-brasilia-completa-58-anos>. Acesso em 22/07/2021.
- Jones, G., Jacobs, D. S., Kunz, T. H., Willig, M. R. & Racey, P. A. 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Res.* 8:93-115.

- Jung, K., & Kalko, E. K. 2011. Adaptability and vulnerability of high flying Neotropical aerial insectivorous bats to urbanization. *Diversity and distributions*, 17(2):262-274.
- Jung, K. & Threlfall, C. G. 2016. Urbanisation and Its Effects on Bats—A Global Meta-Analysis. In: C.C. Voigt and T. Kingston (eds.), *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*.
- Jung, K. & Threlfall, C. G. 2018. Trait-dependent tolerance of bats to urbanization: a global meta-analysis. *Proceedings of Royal Society B*. 285:20181222.
- Kowarik, I. 1995. Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. *Plant invasions: general aspects and special problems*, 15-38.
- Kuhlmann, M. & Ribeiro, J. F. 2016. Fruits and frugivores of the Brazilian Cerrado: ecological and phylogenetic considerations. *Acta Botanica Brasilica* 30:495-507.
- Laurindo, R. S. & Vizentin-Bugoni, J. 2020. Diversity of fruits in *Artibeus lituratus* diet in urban and natural habitats in Brazil: a review. *Journal of Tropical Ecology*, 36(2):65-71.
- Lima, I. P., Nogueira, M. R., Monteiro, L. R., & Peracchi, A. L. 2016. Frugivoria e dispersão de sementes por morcegos na Reserva Natural Vale, sudeste do Brasil. *Floresta Atlântica de Tabuleiro: diversidade e endemismo na Reserva Natural Vale*. The Nature Conservancy, Symbiosis & Amplo, Belo Horizonte, 433-452.
- Lima, Roberta Maria Costa. Avaliação da arborização urbana do Plano Piloto. 2009. xi, 84 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2009.
- Lima, R. M. C., & Júnior, M. C. S. 2010. Inventário da arborização urbana implantada na década de 60 no plano piloto, Brasília, DF. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, 5(4):110-127.
- Lion, Marília Bruzzi. Diversidade genética e conservação do lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus*, em áreas protegidas do Distrito Federal. 2007. 66 f., iL. Dissertação (Mestrado em Ecologia)-Universidade de Brasília, Brasília, 2007.
- Luniak, M. (1994). The development of bird communities in new housing estates in Warsaw. *Muzeum i Instytut Zoologii PAN*.
- Machado, R. R. B., Meunier, I. M. J., da Silva, J. A. A., & Castro, A. A. J. F. 2006. Árvores nativas para a arborização de Teresina, Piauí. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, 1(1):10-18.
- Marinho-Filho, J. 1996. Distribution of bat diversity in the southern and southeastern Brazilian Atlantic Forest. *Chiroptera Neotropical* 2:52–54.
- Marzluff, J. M. (2001). Worldwide urbanization and its effects on birds. In *Avian ecology and conservation in an urbanizing world* (pp. 19-47). Springer, Boston, MA.
- McDonald, R. I., & Urban, D. L. 2006. Edge effects on species composition and exotic species abundance in the North Carolina piedmont. *Biological Invasions* 8:1049–1060.
- McDonald, R. I., Kareiva, P., & Forman, R. T. T. 2008. The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 141(6):1695–1703.
- McDonald, R. I., Forman, R. T. T., Kareiva, P., Neugarten, R., Salzer, D., & Fisher, J. 2009. Urban effects, distance, and protected areas in an urbanizing world. *Landscape and Urban Planning*, 93(1):63–75.

- McDonald, R. I., Marcotullio, P. J., & Güneralp, B. 2013. Urbanization and global trends in biodiversity and ecosystem services. In *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities* (pp. 31-52). Springer, Dordrecht.
- McKinney, M. L. 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation: The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *BioScience*, 52(10):883-890.
- McKinney M. L. 2006. Urbanization as a major cause of species homogenization. *Biology Conservation* 127:247–260.
- Medellin, R. A. & Goana, O. 1999. Seed Dispersal by Bats and Birds in Forest and Disturbed Habitats of Chiapas, Mexico. *Biotropica* 31:478–485.
- Mello, M. A. R., Marquitti, F. M. D., Guimarães, P. R., Kalko, E. K. V., Jordano, P. & Aguiar, M. A. M. 2011. The modularity of seed dispersal: differences in structure and robustness between bat–and bird–fruit networks. *Oecologia*, 167:131.
- Moran, C. 2007. Consequences of rainforest fragmentation for frugivorous vertebrates and seed dispersal. *Dissertação de Doutorado*. Griffith University.
- Muscarella, R. & Fleming, T. H. 2007. The role of frugivorous bats in tropical forest succession. *Biological reviews* 82:573-590.
- Nunes, H., Rocha, F. L., & Cordeiro-Estrela, P. 2017. Bats in urban areas of Brazil: roosts, food resources and parasites in disturbed environments. *Urban ecosystems*, 20(4), 953-969.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E. & Wagner, H. 2020. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oliveira, Hernani Fernandes Magalhães de. *Assembléias de morcegos (Mammalia: Chiroptera) em áreas preservadas e degradadas do Cerrado do Distrito Federal*. 2008. 73 f., iL. *Dissertação (Mestrado em Biologia Animal)-Universidade de Brasília, Brasília, 2008*.
- Oliveira, H. F. M. & Pereira, B. 2016. *Guia de sementes dispersas por morcegos (Mammalia: Chiroptera) da América Latina*.
- Oliveira, H. F., de Camargo, N. F., Gager, Y., & Aguiar, L. M. (2017). The response of bats (Mammalia: Chiroptera) to habitat modification in a neotropical savannah. *Tropical Conservation Science*, 10, 1940082917697263.
- Organização das Nações Unidas (ONU) 2014. *World urbanization prospects: The 2014 revision, highlights*. New York 1–27.
- Peracchi, A. L., Reis, N. R., Fregonezi, M. N., & Shibatta, O. A. 2013. *Morcegos do Brasil. Guia de Campo*. Technical Books Editora.
- R Core Team 2021. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rigacci, E. D. B., Paes, N. D., Félix, G. M., & Silva, W. R. 2021. The resilient frugivorous fauna of an urban forest fragment and its potential role in vegetation enrichment. *Urban Ecosystems*, 1-16.
- Rosatto, D. R., Tsuboy, M. S. F., & Frei, F. 2008. Arborização urbana na cidade de Assis-SP: uma abordagem quantitativa. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, 3(3):1-16.

Roveratti, Juliene. Flora vascular do cerrado sensu stricto do Parque Nacional de Brasília, Distrito Federal, Brasil e chave de identificação das espécies. 2008. 93 f. Dissertação (Mestrado em Botânica)-Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

Russo, D. & Ancillotto, L. 2015. Sensitivity of bats to urbanization: a review. *Mammal Biology* 80:205–212.

Schlaepfer, M. A., Runge, M. C., & Sherman, P. W. 2002. Ecological and evolutionary traps. *Trends in ecology & evolution*, 17(10):474-480.

Schochat, E., Lerman, S. B., Anderies, J. M., Warren, P. S., Faeth, S. H., Nilon, C. H. 2010. Invasion, competition, and biodiversity loss in urban ecosystems. *Bioscience* 60:199–208.

Silva, A. D. (2003). Arborização Urbana De Brasília: Da Concepção de Lúcio Costa e da Configuração Atual (Doctoral dissertation, Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília).

Simmons, N. B., & Voss, R. S. 1998. The mammals of Paracou, French Guiana, a Neotropical lowland rainforest fauna. Part 1, Bats. *Bulletin of the AMNH*; no. 237.

speciesLink network, 27-Sep-2021 23:36, specieslink.net/search. Filtros utilizados: (locality.normal:(parque nacional de brasilia)).

Taddei V. A.; Vizotto L. D. & Sazima I. 1983. Uma nova espécie de *Lonchophylla* do Brasil e chave para identificação das espécies do gênero (Chiroptera, Phyllostomidae). *Ciência e Cultura* 35:625-29.

Vale, T. R., & Vale, G. R. (1976). Suburban bird populations in west-central California. *Journal of Biogeography*, 157-165.

Verçoza, F. C., Martinelli, G., Baumgratz, J. F. A. & Esbérard, C. E. L. 2012. Polinização e dispersão de sementes de *Dysochroma viridiflora* (Sims) Miers (Solanaceae) por morcegos no Parque Nacional da Tijuca, um remanescente de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. *Natureza online* 10:7–11.

Vlaschenko, A., Kovalov, V., Hukov, V., Kravchenko, K., & Rodenko, O. 2019. An example of ecological traps for bats in the urban environment. *European Journal of Wildlife Research*, 65(2):20.

Voigt, C. C., Frick, W. F., Holderied, M. W., Holland, R., Kerth, G., Mello, M. A., ... & Yovel, Y. 2017. Principles and patterns of bat movements: from aerodynamics to ecology. *The Quarterly Review of Biology*, 92(3):267-287.

Voigt, C. C., & Kingston, T. 2016. Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world (p. 606). Springer Nature.

Whittaker, R. J. & Jones, S. H. 1994. The role of frugivorous bats and birds in the rebuilding of a tropical forest ecosystem, Krakatau, Indonesia. *Journal of Biogeography* 245-258.

Wilson, D. E. & Reeder, D. M. 2005. *Mammal species of the World: a taxonomic and geographic reference*. Baltimore: Johns Hopkins University Press 3:2181.

Capítulo 2- Fobia lunar em morcegos urbanos

Capítulo 2- Fobia lunar em morcegos urbanos

INTRODUÇÃO

Alguns estudos correlacionam intensidade de luz lunar com a queda da atividade de morcegos, fenômeno conhecido como fobia lunar (Morrison 1978, Börk 2006, Esbérard 2007). Os mecanismos por trás desse fenômeno ainda são pouco conhecidos, mas a explicação discutida por alguns autores está relacionada a um maior risco de predação, ou pelo menos a uma percepção de maior risco de predação pelo morcego. Outros autores correlacionam a fobia lunar com a disponibilidade de presas. Lang et al. 2006 correlacionam a atividade de morcegos insetívoros (*Lophostoma silvicola*) com a disponibilidade de suas presas (insetos da ordem Orthoptera).

Por outro lado, outros estudos não observaram queda dos padrões de atividade com o aumento da incidência luminosa lunar (Karlsson et al. 2002, Russo & Jones 2003, Thies et al. 2006, Holland et al. 2011). Várias exceções para a fobia lunar também podem ser relacionadas ao risco de predação. Por exemplo, na ausência de predadores noturnos capazes de predação grandes morcegos phyllostomídeos na ilha de Porto Rico, não se observou fobia lunar (Gannon & Willig 1997, Rodríguez-Duran & Vázquez 2001). Insetívoros de céu aberto, que estão menos sujeitos à predação durante o forrageio, são menos influenciados por fobia lunar que frugívoros (Karlsson et al. 2002). Já insetívoros de sub-bosque e piscívoros são indiretamente influenciados pela lua por menor disponibilidade de presas na lua cheia (Lang et al. 2006, Börk 2006).

A resposta à incidência de luz lunar varia de acordo com a espécie. Morrison (1980) observou que *Artibeus jamaicensis* era mais impactado pela fobia lunar que *A. lituratus*. O estudo observou que *A. lituratus* forrageia menos durante a lua cheia, mas ainda pratica voos exploratórios durante essa fase. Enquanto *A. planirostris* diminui

muito sua atividade, permanecendo grande parte do tempo em seus abrigos nos períodos de maior incidência de luz lunar. O autor associa a luz lunar com o aumento da visibilidade de predadores que tenham estratégia de espera em árvores frutificando (Morrison 1980). Dessa forma, a diferença nas mudanças de atividade poderia estar associada a diferença de tamanho dessas espécies. Como *A. lituratus* é maior, está possivelmente menos sujeito a predação.

A revisão de Saldaña-Vazquez & Munguía-Rosas (2013) adereça especificamente o fenômeno da fobia lunar e correlaciona-o com habitat e latitude. Seus resultados mostram que, independentemente do método utilizado para avaliar a atividade dos morcegos, o efeito geral da fobia lunar é significativo e negativo ($r = -0,22$). Espécies que forrageiam na superfície da água (píscivoros e insetívoros; $r = -0,83$) e que forrageiam no dossel em florestas (grandes frugívoros; $r = -0,30$) são mais afetados que aquelas que forrageiam em outros habitats (serapilheira, subdossel, céu aberto). A fobia lunar intensa observada em morcegos que forrageiam na superfície da água e no dossel sugerem que o risco de predação é maior onde a luz lunar penetra mais facilmente. A latitude também está positivamente correlacionada com a fobia lunar (Saldaña-Vazquez & Munguía-Rosas 2013). O efeito significativo da latitude como moderador da fobia lunar sugere que existe, portanto, um efeito geográfico fraco, em que o fenômeno é levemente mais comum em morcegos tropicais que em morcegos de ambientes temperados (Saldaña-Vazquez & Munguía-Rosas 2013).

A urbanização altera o habitat de maneira extrema, causando não só a perda de habitat, como a poluição luminosa. Poluição luminosa é o uso de iluminação artificial, que altera os ritmos biológicos de animais diurnos e noturnos (Gaston et al. 2014). Ambos os processos levam a alteração dos padrões de atividade e uso de habitat por morcegos. Morcegos insetívoros passam mais tempo forrageando em ambiente urbano,

o que pode estar relacionado com a densidade de presas (Geggie & Fenton 1985). A urbanização concentra a atividade dos morcegos nas áreas verdes (Silva de Araújo & Bernard 2015). A iluminação artificial altera a atividade dos morcegos, podendo diminuir ou aumentar de acordo com a espécie (Russo et al. 2019), e de acordo com o tipo de iluminação (Lewanzik & Voigt 2016). Anciollotto et al. 2016 observaram que *Pipistrellus kuhlii* tem maior sucesso reprodutivo em área urbana, devido a iluminação artificial e disponibilidade perene de água. Dessa forma, os efeitos da urbanização são espécie-específicos (Schimpp & Kalcounis-Rueppell 2018) e dependentes das condições locais.

Trabalhos avaliando a ocorrência de fobia lunar em área urbana são escassos. O objetivo nesse estudo é avaliar se a urbanização afeta esse fenômeno, por meio de capturas com rede de neblina para estimar a taxa de atividade ao longo do ciclo lunar. Para tanto, a hipótese é que morcegos urbanos são menos susceptíveis à fobia lunar por estarem expostos constantemente a iluminação artificial.

Para testar essa hipótese morcegos foram capturados em uma área urbana e uma área protegida, tiveram suas taxas de atividades estimadas por meio da taxa de captura para análises comparativas.

MATERIAIS E MÉTODOS

1.1 Área de estudo

Esse estudo foi conduzido em duas áreas, sendo a área urbana a Asa Norte do Plano Piloto de Brasília, e a área protegida o Parque Nacional de Brasília (PNB) (Figura 1). O PNB é uma Unidade de Proteção Integral criada para proteger os rios fornecedores de água potável à Capital Federal e manter a vegetação em estado natural, além de contribuir para o equilíbrio das condições climáticas e evitar a erosão dos solos no Distrito Federal (ICMBio 2019). O PNB fica a 1,5km da cidade de Brasília

(15°39'57" S; 47°59'38" O), com mais de 40 mil hectares. As fitofisionomias típicas do Cerrado do Planalto Central como o cerrado *sensu stricto*, matas de galeria, campos limpos, campos sujos, campos de murundus e mata seca estão representadas nessa área (Ferreira 2003).

A Asa Norte faz parte do Plano Piloto de Brasília e tem como característica o espaçamento regular entre os prédios, intermediados por arborização densa (Silva 2003), plantada da década de 1960 em diante (ver Lima 2009). O plano é dividido em quadras que têm 350m x 300m de tamanho e 50m de distância umas das outras. A Asa Norte é composta de 128 quadras sendo que a última dista 2km do PNB. A iluminação do plano diretor é bem distribuída, mas a densa arborização assombrea uma grande área. Os corredores escuros criados entre os postes de iluminação são extensamente utilizados por morcegos urbanos para deslocamento, forrageio e abrigo. Os principais predadores potenciais de morcegos presentes na Asa Norte são o gato-doméstico (*Felis catus*) e o gambá-de-orelha-branca (*Didelphis albiventris*).

1.2 Captura de morcegos

Para captura dos morcegos, foram estabelecidos oito pontos em área urbana e oito na área protegida. As capturas foram realizadas uma vez por mês em cada ponto, entre os meses de novembro 2019 a outubro 2020. Foram utilizadas dez redes de neblina em cada ponto no Parque Nacional de Brasília (área protegida) e três redes por ponto na Asa Norte (área urbana). Como na área urbana há corredores limitando o voo dos morcegos, não foi necessário um número muito grande de redes para interceptar os morcegos em voo. As redes foram abertas das 18h até as 24h, e checadas a cada 30min. Os indivíduos capturados foram identificados com guia de campo (Peracchi et al. 2013), sexados, pesados e anilhados.

1.3 Análises estatísticas

Para fins de análise, considerei a riqueza de espécie de morcegos como o número total de espécies capturadas. Para comparar a riqueza de espécies entre as luas foram realizadas análises de rarefação, utilizando a função “specaccum”, método “rarefaction”, do pacote “vegan” 2.5-7 (Oksanen et al. 2020) no R 4.0.5 (R Core Team 2021).

A taxa de atividade foi determinada como o número de indivíduos capturados por esforço amostral (indivíduos/rede*dia). Para estimar a diferença nas taxas de atividade entre a lua cheia e a lua nova foi feito um teste de variância, pela função “LeveneTest”, do pacote “DescTools” (Signorell 2021), no software R 4.0.5 (R Core Team 2021). Para estimar a correlação entre a taxa de atividade e o ciclo lunar completo, utilizei cinco estágios da incidência luminosa lunar (nova = 0%, crescente e minguante = 50%, cheia = 100%, e entre-fases = 25% e 75%), conforme utilizado na meta-análise de Saldaña-Vazquez e Munguía-Rosas (2013). Testes de correlação entre a taxa de atividade e a incidência luminosa utilizando a função “cor.test”, do pacote “stats” (R Core Team 2021) foram realizados. Todos os coeficientes de Pearson (r) foram transformados em Z de Fisher (Z) para normalização dos dados e comparação entre testes, através da função “FisherZ”, do pacote “DescTools”.

Todos os testes foram realizados para o total de capturas em cada área, bem como para cada uma das espécies capturadas, posto que o número de capturas fosse superior a 20 indivíduos.

RESULTADOS

Com o esforço amostral de 157.248h.m², sendo 120.960h.m² na área protegida e 36.288h.m² em área urbana, nos períodos de novembro/2019 a fevereiro/2020 e

agosto/2020 a outubro/2020, foram capturados 687 morcegos, sendo 471 na área urbana pertencentes a seis espécies e 216 em área preservada pertencentes a 21 espécies.

Na lua cheia foram capturados 98 morcegos (51 na área urbana, 47 na área protegida), e na lua nova 192 morcegos (131 na área urbana, 61 na área protegida). A riqueza de espécies foi similar em ambas as fases tanto na área urbana (Figura 5), quanto na área protegida (Figura 6). Os testes estatísticos demonstram alterações nos padrões de atividade de morcegos ao longo do ciclo lunar. O teste de variância indicou decréscimo de atividade entre a lua cheia e a lua nova, tanto na área urbana ($F = 8,8375e+30$, $p < 0,001$), quanto na área protegida ($F = 5,9344e+30$, $p < 0,001$). Os testes de correlação só encontraram correlação significativa entre a incidência de luz lunar e a atividade dos morcegos na área urbana ($Z = -0,371$, $p = 0,040$), mas não na área protegida ($Z = -0,036$, $p = 0,430$).

Os testes de variância por espécie encontraram diferença significativa entre a taxa de atividade na lua cheia e na lua nova para *Artibeus planirostris* e *Molossus molossus* na área urbana, e para *Carollia perspicillata* na área protegida. *M. molossus* apresentou grande variância se comparada às outras espécies, e teve maior taxa de atividade durante a lua cheia, ao contrário do observado para *A. planirostris* e *C. perspicillata*. Já os testes de correlação mostram relação significativa entre a taxa de atividade dos morcegos e a incidência luminosa lunar para *A. lituratus* ($Z = -0,443$) e *A. planirostris* ($Z = -0,411$) em área urbana (Tabela 3).

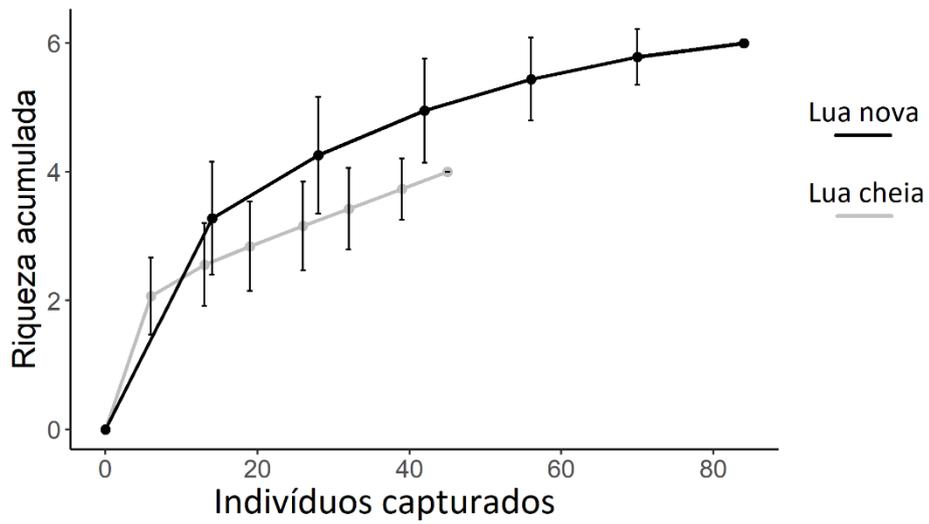


Figura 5. Curvas de rarefação da riqueza de espécies de morcegos capturados na lua nova (preto) e na lua cheia (cinza) em área urbana, na Asa Norte do plano piloto de Brasília.

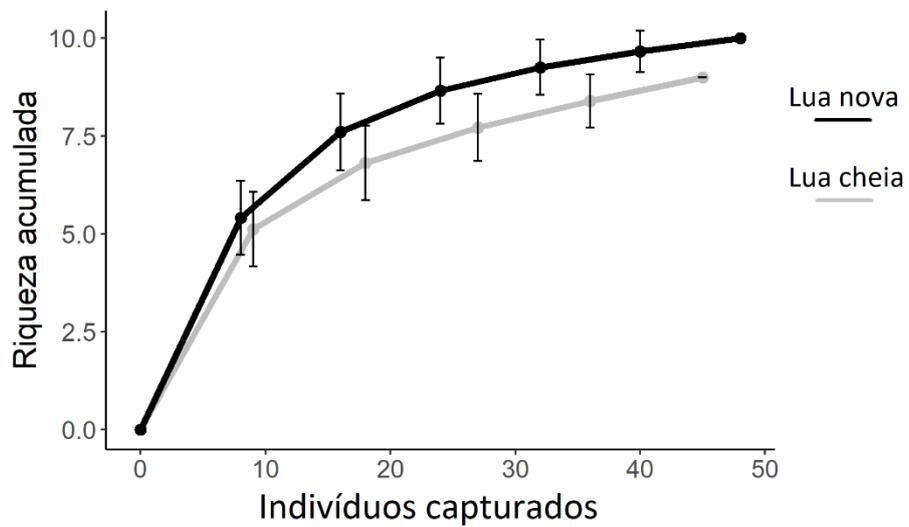


Figura 6. Curvas de rarefação da riqueza de espécies de morcegos capturados na lua nova (preto) e na lua cheia (cinza) em área protegida do Cerrado, o Parque Nacional de Brasília (PNB).

Tabela 3. Testes estatísticos avaliando a fobia lunar em diferentes espécies de morcego em área urbana e em área protegida. Negrito demarca significância do teste.

Fobia Lunar em morcegos								
Espécie de morcego	Área Urbana				Área Protegida			
	Teste de Levene		Teste de correlação		Teste de Levene		Teste de correlação	
	F	p	Z	p	F	p	Z	p
<i>Artibeus lituratus</i>	0.2027	0.0775	-0.4437	0.0305	4.5675	0.0984	0.2588	0.2119
<i>Artibeus planirostris</i>	0.0204	0.0001	-0.4116	0.0444	0.8842	0.9478	-0.0571	0.7819
<i>Glossophaga soricina</i>	0.2142	0.0875	-0.1168	0.5635	1.7818	0.5020	0.1828	0.3766
<i>Molossus molossus</i>	13.0357	0.0063	0.0805	0.6897				
<i>Platyrrhinus lineatus</i>	0.2027	0.0775	-0.1826	0.3672	4.5675	0.0984	0.0192	0.9257
<i>Carollia perspicillata</i>					6.6150	0.0435	-0.0161	0.9375

DISCUSSÃO

Os resultados mostram a ocorrência de fobia lunar em área urbana, refutando a hipótese levantada nesse trabalho. A urbanização não evita o fenômeno de fobia lunar. Se considerarmos a iluminação artificial na área urbana como possível moderador do fenômeno, fica claro que os morcegos são ainda sensíveis às fases lunares mesmo sob a iluminação artificial das cidades. Isso pode indicar que eles são sim afetados pela luz da lua e provavelmente enfrentam a luz da cidade para sobreviverem. Tanto é que é observado um efeito espécie-específico para o fenômeno de fobia lunar, em que algumas espécies apresentaram e outras não. O fato da variação entre as áreas, em que espécies na área urbana apresentaram fobia lunar e as de área protegida não pode indicar que a luz da lua adicionada à luz da cidade provoca sim a ausência de atividade de algumas espécies de morcegos nessas áreas super iluminadas.

Apesar da explicação para a fobia lunar estar comumente associada a predação, são poucas as evidências diretas de predação de morcegos (Lima & O’Keefe 2013), geralmente sendo presumido pelos autores como a melhor explicação (Morrison 1978; Börk 2006; Lang et al. 2006; Esbérard 2007), ou relacionado a observação de predadores no local de coleta (Morrison 1980). Não testamos predação de morcegos, mas gatos-domésticos e gambás-de-orelha-branca (*Didelphis albiventris*) foram observados nas áreas de coleta, próximos às redes. Em estudos anteriores não

publicados, observamos predação de *D. albiventris* na rede de neblina em parque urbano (Lauretto pers. obs.). Logo, se a fobia lunar pode ser explicada como estratégia para evitar predação, é compreensível que o fenômeno se mantenha em áreas urbanas que apresentem possíveis predadores de morcegos. Contudo, o fenômeno não deve estar ligado apenas à incidência luminosa, uma vez que não se alterou em locais com iluminação artificial, conforme previamente observado na literatura (Russo et al. 2019). É possível assim que morcegos tenham um ciclo temporal intrínseco de atividade ligado ao ciclo lunar. Entretanto, já foi observado o aumento de atividade de morcegos insetívoros durante um eclipse lunar, o que não corrobora essa explicação (Usman et al. 1980). Outra explicação seria que a percepção desses animais sobre o risco de predação se dá de maneira mais direta, do que apenas uma relação indireta na percepção da intensidade luminosa. Evidência disso pode ser observado nos estudos realizados por Gannon & Willig (1997) e Rodríguez-Duran & Vázquez (2001) que observaram que a taxa de atividade de morcegos insulares não caía durante as noites de maior incidência de luz lunar na ausência de predadores. Resta a dúvida, entretanto, se a ausência de predadores diminuiu a pressão de seleção sobre um ciclo lunar intrínseco nos morcegos, ou se os morcegos percebem diretamente o risco de predação, através da detecção direta de predadores e decisão ativa de evitar a luz lunar sob maior risco de predação.

Nesse trabalho os resultados estão limitados pelo método utilizado, uma vez que captura com rede de neblina fornece indicadores de taxa de atividade por meio da taxa de detectabilidade, e não a taxa real de atividade observada com métodos de telemetria, por exemplo. Entretanto, a meta-análise de Saldaña-Vázquez & Munguía-Rosas (2013) não observou viés de método nos estudos que investigaram o fenômeno da fobia lunar, e, portanto, podemos supor que os resultados refletem, de fato, uma queda na taxa de atividade e não na taxa de detectabilidade.

O número de capturas foi insatisfatório para todas as espécies testadas em ambas as áreas, uma vez que o número mínimo recomendado na literatura é de 1000 capturas por localidade para estimar a diversidade alfa de morcegos filostomídeos (Bergallo et al. 2006). O pequeno número de capturas pode explicar a variância observada para *Molossus molossus* e o resultado observado de aumento de atividade durante a lua cheia em comparação com a lua nova. Talvez seja também a explicação para a ausência de fobia lunar observada para as espécies do gênero *Artibeus* na área protegida.

Outras cidades onde a fobia lunar for estudada podem mostrar resultados diferentes. Saldaña-Vazquez & Munguía-Rosas (2013) observaram uma leve correlação entre latitude e a fobia lunar, o que pode gerar resultados diferentes dos aqui relatados. A comunidade presente na área urbana está intrinsicamente relacionada com a biodiversidade da região em que se localiza e das espécies introduzidas pelo ser humano (Faeth et al. 2011). Isso implica que nossos resultados estão associados aos morcegos presentes no Cerrado do Distrito Federal, e a disponibilidade de alimento e tipos de abrigo na cidade, fatores que estão relacionados ao tipo de uso da terra e influenciam os padrões de atividade dos morcegos nas cidades (Gehrt & Chelsvig 2004).

Futuros trabalhos devem considerar um esforço amostral maior ao longo das diferentes fases da lua, para que os dados sejam mais robustos. Também é interessante verificar se morcegos na área urbana podem detectar diretamente a presença de predadores, e em consequência disso alterem seu padrão de atividade. Para tanto, pode-se utilizar de modelos que imitem predadores em árvores frutificantes, e avaliar se a taxa de retirada de frutos é menor em árvores que apresentem esses falsos predadores.

Assim, os morcegos apresentaram fobia lunar em áreas urbanas, demonstrando que ao invés de mediar o efeito da lua a iluminação artificial pode piorar esse efeito. A presença de predadores nas áreas urbanas, como gatos e gambás, pode justificar o

declínio de atividade nas fases mais iluminadas da noite. No entanto, são necessários mais estudos nas áreas urbanas para confirmar as reais causas da fobia lunar nas cidades.

REFERÊNCIAS

- Ancillotto, L., Serangeli, M.T., Russo, D., 2013. Curiosity killed the bat: domestic cats as bat predators. *Mammal. Biol.* 78:369–373.
- Ancillotto, L., Tomassini, A., & Russo, D. (2015). The fancy city life: Kuhl's pipistrelle, *Pipistrellus kuhlii*, benefits from urbanisation. *Wildlife Research*, 42(7), 598-606.
- Bergallo, H. G., Esbérard, C. E., Mello, M. A. R., Lins, V., Mangolin, R., Melo, G. G., & Baptista, M. 2003. Bat species richness in Atlantic Forest: what is the minimum sampling effort?. *Biotropica*, 35(2):278-288.
- Börk, K.S., 2006. Lunar phobia in the greater fishing bat *Noctilio leporinus* (Chiroptera: Noctilionidae). *Rev. Biol. Trop.* 54:1117–1123.
- Carneiro, Pedro dos Santos. Relações entre as variáveis biofísicas da cobertura vegetal natural e o relevo no Parque Nacional de Brasília (DF). 2017. 25 f., iL. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Gestão Ambiental) — Universidade de Brasília, Planaltina-DF, 2017.
- Esbérard, C., 2007. Influência do ciclo lunar na captura de morcegos Phyllostomidae. *Iheringia (Zool.)* 97:81–85.
- Faeth, S. H., Bang, C., & Saari, S. 2011. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223(1):69-81.
- Ferreira, M. E. 2003. Análise do modelo linear de mistura espectral na discriminação de fitofisionomias do Parque Nacional de Brasília (bioma cerrado). Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Geologia. Universidade de Brasília, Brasília.
- Gannon, M. R. & Willig, M. R. 1997. The effect of lunar illumination on movement and activity of the red fig-eating bat (*Stenoderma rufum*). *Biotropica*, 29:525–529.
- Gaston KJ, Bennie J 2014. Demographic effects of artificial nighttime lighting on animal populations. *Environmental Review*, 22:323–330.
- Geggie, J. F., & Fenton, M. B. 1985. A comparison of foraging by *Eptesicus fuscus* (Chiroptera: Vespertilionidae) in urban and rural environments. *Canadian Journal of Zoology*, 63(2), 263–266.
- Gehrt, S. D., & Chelsvig, J. E. 2004. Species-specific patterns of bat activity in an urban landscape. *Ecological Applications*, 14(2):625-635.
- Holland, R.A., Meyer, C.F.J., Kalko, E.K.V., Kays, R., Wikelski, M., 2011. Emergence time and foraging activity in Pallas' mastiff bat, *Molossus molossus* (Chiroptera: Molossidae) in relation to sunset/sunrise and phase of the moon. *Acta Chiropterologica* 13:399–404.
- ICMBio, 2019. Portal do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. A história de criação da unidade de conservação se relaciona diretamente com a construção de Brasília. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/10710-parque-nacional-de-brasilia-completa-58-anos>. Acesso em 22/07/2021.
- Juarez, Keila Macfadem. Mamíferos de médio e grande porte nas unidades de conservação do Distrito Federal. 2008. 153 f., il. Tese (Doutorado em Biologia Animal) — Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

- Karlsson, B.L., Eklöf, J., Rydell, J., 2002. No lunar phobia in swarming insectivorous bats (family Vespertilionidae). *Journal of Zoology*, 256, 473–477.
- Lang, A.B., Kalko, E.K.V., Romer, H., Bockholdt, C., Dechmann, D., 2006. Activity levels of bats and katydids in relation to the lunar cycle. *Oecologia*, 146:659–666.
- Lewanzik, D., & Voigt, C. C. 2016. Transition from conventional to light-emitting diode street lighting changes activity of urban bats. *Journal of Applied Ecology*, 54(1):264–271.
- Lima, S. L., & O’Keefe, J. M. 2013. Do predators influence the behaviour of bats? *Biological Reviews*, 88(3):626–644.
- Morrison, D., 1978. Lunar phobia in a neotropical fruit bat, *Artibeus jamaicensis* (Chiroptera: Phyllostomidae). *Animal Behaviour*, 26:852–855.
- Morrison, D. W. 1980. Foraging and Day-Roosting Dynamics of Canopy Fruit Bats in Panama. *Journal of Mammalogy*, 61(1):20–29.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P. R., O’Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E. & Wagner, H. 2020. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Peracchi, A. L., Reis, N. R., Fregonezi, M. N., & Shibatta, O. A. 2013. *Morcegos do Brasil. Guia de Campo*. Technical Books Editora.
- R Core Team 2021. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rodríguez-Duran, A. & Vazquez, R. 2001. The bat *Artibeus jamaicensis* in Puerto Rico (West Indies): seasonality of diet, activity, and effect of a hurricane. *Acta Chiropterologica*, 3:53–61.
- Roveratti, Juliene. *Flora vascular do cerrado sensu stricto do Parque Nacional de Brasília, Distrito Federal, Brasil e chave de identificação das espécies*. 2008. 93 f. Dissertação (Mestrado em Botânica)-Universidade de Brasília, Brasília, 2008.
- Russo, D., Jones, G., 2003. Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: conservation implications. *Ecography* 26:197–209.
- Russo, D., Cosentino, F., Festa, F., De Benedetta, F., Pejic, B., Cerretti, P., & Ancillotto, L. 2019. Artificial illumination near rivers may alter bat-insect trophic interactions. *Environmental Pollution*, 252:1671-1677.
- Saldaña-Vázquez, R. A., & Munguía-Rosas, M. A. 2013. Lunar phobia in bats and its ecological correlates: A meta-analysis. *Mammalian Biology - Zeitschrift Für Säugetierkunde*, 78(3):216–219.
- Schimpp, S. A., Li, H., & Kalcounis-Rueppell, M. C. 2018. Determining species specific nightly bat activity in sites with varying urban intensity. *Urban Ecosystems*, 21(3):541–550.
- Signorell, A 2021. *DescTools: Tools for descriptive statistics*. R package version 0.99.42.
- Silva, A. D. (2003). *Arborização Urbana De Brasília: Da Concepção de Lúcio Costa e da Configuração Atual* (Doctoral dissertation, Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília).
- Silva de Araújo, M. L. V., & Bernard, E. 2015. Green remnants are hotspots for bat activity in a large Brazilian urban area. *Urban Ecosystems*, 19(1):287–296.
- Taddei V. A.; Vizotto L. D. & Sazima I. 1983. Uma nova espécie de *Lonchophylla* do Brasil e chave para identificação das espécies do gênero (Chiroptera, Phyllostomidae). *Ciência e Cultura*, 35:625–29.
- Thies, W., Kalko, E., & Schnitzler, H., 2006. Influence of environment and resource availability on activity patterns of *Carollia castanea* (Phyllostomidae) in Panama. *Journal of Mammalogy*, 87:331–338.

Usman, K., Habersetzer, J., Subbaraj, R., Gopalkrishnaswamy, G. & Paramanandam, K. 1980. Behaviour of bats during a lunar eclipse. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 7:79–81.