



**Universidade de Brasília  
Instituto de Ciências Biológicas  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia**

**Atividade de morcegos insetívoros em um gradiente  
urbano-natural do Cerrado de Brasília**

**Claysson Henrique de Aguiar Silva**

Brasília, DF

2024



**Universidade de Brasília  
Instituto de Ciências Biológicas  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

**Atividade de morcegos insetívoros em um gradiente  
urbano-natural do Cerrado de Brasília**

**MESTRANDO:** Claysson Henrique de Aguiar Silva

**ORIENTADORA:** Prof. Dra. Ludmilla M. S. Aguiar

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

**Brasília, DF  
2024**

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente à minha família. À minha mãe e pai que sempre me incentivaram e apoiaram nos estudos desde jovem, dando suporte nos momentos mais difíceis. Agradeço à minha orientadora, Ludmilla, que desde o início da minha graduação me orientou em diferentes projetos e foi parte fundamental do surgimento e cultivo do meu amor pelos morcegos. Aos morcegos que mudaram minha vida. Aos amigos que tanto me ouviram chorar, reclamar e me acompanharam em diversos momentos de descontração e leveza. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela bolsa durante um período do meu mestrado.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS.....</b>	<b>5</b>
<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>7</b>
<b>INTRODUÇÃO GERAL EM PORTUGUÊS.....</b>	<b>8</b>
<b>REFERÊNCIAS INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>11</b>
<b>COVER PAGE.....</b>	<b>17</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>18</b>
<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>19</b>
<b>MATERIALS AND METHODS.....</b>	<b>22</b>
<b>RESULTS.....</b>	<b>29</b>
<b>DISCUSSION.....</b>	<b>42</b>
<b>REFERENCES.....</b>	<b>49</b>

## LISTA DE FIGURAS/LIST OF FIGURES

**Figura 1.** a - Localização da área de estudo no Brasil (em cinza os limites do bioma Cerrado). b - pontos de amostragem (pontos pretos) e *buffers* (círculos verdes) para caracterização da área de acordo com a cobertura do solo. A linha branca delimita a Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de Veado (AGCV).

**Figure 1.** a - Location of study area in Brazil (in gray the limits of the Cerrado biome). b - Sampling points (black dots) and buffers (green circles) for area characterization according to soil cover. The white line delimits the Area of Environmental Protection Gama and Cabeça de Veado (APA).

**Figura 2.** a - Imagem do Google Earth antes do corte do buffer. b - imagem após o corte do buffer onde foi feita a seleção e classificação dos pixels em edificações, calçamento, terra, árvores e grama. c - imagem gerada após classificação e contagem de pixels (legenda colorida para classificações disponível abaixo das imagens b e c). Este processo foi realizado para todos os pontos destacados na figura 1.

**Figure 2.** a - Google Earth image before buffer trimming. b - image after cutting the buffer where the selection and classification of pixels into buildings, pavement, dirt, trees and grass was made. c - image generated after classification and pixel counting (color legend for classifications available below images b and c). This process was carried out for all points highlighted in Fig. 1.

**Figura 3.** Resultado do agrupamento dos valores PC1 após o algoritmo K-means para as áreas definidas neste estudo em Brasília, Brasil.

**Figure 3.** Result of grouping PC1 values after the K-means algorithm for the areas defined in this study in Brasília, Brazil.

**Figura 4.** Resultados das LDAs para as famílias Vespertilionidae, Emballonuridae e Molossidae. A família Vespertilionidae apresentou um grupo, aqui denominado vesp1, enquanto a família Molossidae apresentou um grupo, denominado moll1, para morcegos insetívoros do Cerrado brasileiro, Brasília.

**Figure 4.** Results of LDAs for the families Vespertilionidae, Emballonuridae and Molossidae. The Vespertilionidae family presented a group, called here vesp1, while the Molossidae family presented a group, called moll1, for insectivorous bats from the Brazilian Cerrado, Brasília.

**Figura 5.** Atividade geral e atividade por habitat dos morcegos por hora de registro no Cerrado brasileiro, Brasília.

**Figure 5.** General activity and activity by habitat of bats per hour of recording in the Brazilian Cerrado, Brasília.

**Figura 6.** Gráfico do modelo mais bem ajustado com fase da lua, estação do ano e índice de urbanização como preditores da atividade dos morcegos do Cerrado brasileiro, Brasília. A área sombreada representa um intervalo de confiança de 95% para a linha de tendência.  $R^2m = r$  quadrado marginal,  $R^2c = r$  quadrado condicional.

**Figure 6.** Plot of the best fitted model with moon phase, season and urbanization index as predictors of bat activity in the Brazilian Cerrado, Brasília. The shaded area represents a 95% confidence interval for the trend line.  $R^2m =$  marginal r square,  $R^2c =$  conditional r square.

**Figura 7.** a) Morcegos passam nas estações seca e chuvosa. b) O morcego passa na lua cheia e na lua nova. c) O morcego passa na lua cheia e na lua nova em diferentes estações nos três habitats amostrados neste estudo realizado no Cerrado brasileiro, Brasília.

**Figure 7.** a) Bat passes in the dry and wet seasons. b) Bat passes at full and new moon. c) Bat passes at full and new moon for different seasons in the three habitats sampled in this study carried out in the Brazilian Cerrado, Brasília.

**Figura 8.** Resultados do método de grupos de pares não ponderados com média aritmética (UPGMA) mostrando padrões semelhantes de atividade de morcegos por horário noturno no Cerrado brasileiro, Brasília. a) padrão de atividade dos morcegos para todos os habitats. b) padrão de atividade dos morcegos para a área urbana. c) padrão de atividade dos morcegos para a área suburbana. d) padrão de atividade dos morcegos para a área natural. Os números representam as diferentes espécies de morcegos neste estudo, especificadas na legenda à direita.

**Figure 8.** Results of the unweighted pair group method with arithmetic mean (UPGMA) showing similar patterns of bat activity by time of night in the Brazilian Cerrado, Brasília. a) pattern of bat activity for all habitats. b) bat activity pattern for the urban area. c) bat activity pattern for the suburban area. d) bat activity pattern for the natural area. The numbers represent the different bat species in this study, specified in the legend on the right.

**Figura 9.** Detectabilidade de morcegos insetívoros aéreos do Cerrado brasileiro, Brasília. A figura de cima apresenta a probabilidade de detecção para as espécies *Molossops temminckii*, *Molossus currentium* e o agrupamento Vesp 1 para a primeira e segunda metade da noite nas estações seca e úmida. A figura do meio apresenta a probabilidade de detecção da espécie *Peropteryx macrotis* para a primeira e segunda metade da noite. A figura de baixo apresenta a probabilidade de detecção do agrupamento Mol 1 para as estações úmida e seca.

**Figure 9.** Detectability of aerial insectivorous bats in the Brazilian Cerrado, Brasília. The top figure shows the probability of detection for the species *Molossops temminckii*, *Molossus currentium* and the Vesp 1 cluster for the first and second half of the night in the dry and wet seasons. The middle figure shows the detection probability of the species *Peropteryx macrotis* for the first and second half of the night. The bottom figure shows the detection probability of the Mol 1 cluster for the wet and dry seasons.

## LISTA DE TABELAS/LIST OF TABLES

**Tabela 1.** Valores do índice de urbanização por ponto e classificação dos pontos após agrupamento dos valores gerados no PCA. para as áreas definidas no estudo em Brasília, Brasil.

**Table 1.** Urbanization index values per point and classification of points after clustering the values generated in the PCA. for the areas defined in the study in the Brasília, Brazil.

**Tabela 2.** Espécies e agrupamentos de morcegos identificadas nas áreas de estudo em diferentes habitats (urbano, suburbano e natural) no Cerrado brasileiro, Brasília.

**Table 2.** Species and groupings of bats identified in the study areas in different habitats (urban, suburban and natural) in the Brazilian Cerrado, Brasília.

**Tabela 3.** Modelos de ocupação inicial ( $\psi$ ), evasão ( $\epsilon$ ), estabelecimento ( $\gamma$ ) e detecção ( $p$ ) para morcegos insetívoros aéreos do Cerrado brasileiro, Brasília, melhor ajustados segundo o critério de informação de Akaike para amostras pequenas (AICc) e  $\Delta$  AICc para espécies que tiveram mais de um modelo com  $\Delta$  AICc  $<$  2. Peso do modelo (Weight), número de parâmetros (K), probabilidade de bom ajuste (p value) e estimativas do parâmetro de superdispersão ( $\hat{c}$ ). As variáveis incluídas são índice de urbanização (urb), meia noite (half) e estação do ano (season).

**Table 3.** Models of initial occupancy ( $\psi$ ), evasion ( $\epsilon$ ), establishment ( $\gamma$ ), and detection ( $p$ ) for aerial insectivorous bats from the Brazilian Cerrado, Brasília, best adjusted according to the Akaike information criterion for small samples (AICc) and  $\Delta$  AICc for species that had more than one model with  $\Delta$  AICc  $<$  2. Model weight (Weight), number of parameters (K), good-of-fit probability (p value) and estimates of overdispersion parameter ( $\hat{c}$ ). Variables included are urbanization index (urb), half of the night (half) and season (season).

## Introdução Geral

A urbanização é uma das formas mais significativas de modificação do uso da terra, impactando a biodiversidade, o clima e as paisagens em geral (Kalnay & Cai, 2003). Esse processo é particularmente acelerado em países menos desenvolvidos, localizados majoritariamente nas regiões tropicais e subtropicais. Projeções indicam que até 2025 cerca de 60% da população global viverá em áreas urbanizadas (United Nations, 1995). As principais modificações ambientais resultantes das paisagens urbanas incluem mudanças no ciclo hidrológico, alterações geomorfológicas como o aumento da produção de sedimentos, mudanças climatológicas e na vegetação, além de variações na qualidade da água e do ar (Gupta & Asher, 1998). Em áreas tropicais, essas mudanças são intensificadas por três fatores principais: a intensidade das chuvas que aceleram o intemperismo; a construção de cidades em áreas de risco; e o crescimento urbano acompanhado de um aumento expressivo de áreas construídas e mal planejadas (Gupta, 2002). Dessa forma, espera-se que os impactos da urbanização na biodiversidade em áreas tropicais sejam ainda mais acentuados que em outras regiões.

No Brasil, o processo de urbanização e industrialização se intensificou a partir da década de 1960, resultando em uma redução de mais de 60% na biocapacidade (área bioprodutiva disponível para fornecer recursos naturais renováveis e sequestrar resíduos), um crescimento econômico de aproximadamente 200% e um aumento de cerca de 40% na urbanização em pouco mais de 50 anos (Ahmed et al., 2022). No Cerrado, a urbanização cresceu aproximadamente 36% em 40 anos (1970 a 2010) (Campolina, 2019). Esse processo impacta diversos componentes da paisagem e da biodiversidade. A riqueza filogenética de plantas diminui com o aumento da urbanização, mesmo que a divergência filogenética e a estrutura sejam preservadas (Silva-Junior et al., 2018), o que gera preocupações sobre a provisão de serviços ecossistêmicos. Em áreas urbanas, o esgoto não tratado afeta a qualidade



da água e a composição de peixes e macroinvertebrados bentônicos, reduzindo sua riqueza e diversidade (Pompeu et al., 2005). A urbanização também está associada à redução na diversidade de aves, especialmente próximas a áreas comerciais, com árvores exóticas e alta densidade de construções (Reis et al., 2012). Além disso, áreas verdes em zonas urbanas são essenciais para preservar a diversidade e a composição das espécies de aves (Enedino et al., 2018). Artrópodes como borboletas têm maior diversidade em habitats conectados a matrizes rurais, e ambientes suburbanos mantêm características ecológicas importantes (Iserhard et al., 2019). Odonatas sofrem alterações na riqueza, abundância e composição de espécies devido à urbanização (Sganzerla et al., 2021). Nos besouros-rola-bosta, a composição de espécies é afetada, com maior dominância e uniformidade em áreas urbanas comparadas a ambientes menos urbanizados (Korasaki et al., 2013). Esses dados ressaltam a importância do planejamento urbano na manutenção da biodiversidade e a relevância de áreas verdes ou de maior conectividade em paisagens urbanas.

Os morcegos desempenham um papel crucial como provedores de serviços ecossistêmicos, especialmente devido aos seus hábitos alimentares (Kunz et al., 2011), atuando como controladores de pragas agrícolas em regiões rurais (Aguiar & Antonini, 2008) e urbanas (Aguiar et al., 2021), controladores de insetos vetores de doenças em áreas urbanas (Reiskind & Wund, 2009) além de atuarem como polinizadores e dispersores de sementes (Kunz et al., 2011). Morcegos são afetados de diversas formas pela urbanização, tanto positiva quanto negativamente. As construções, comuns em áreas urbanas, fornecem abrigos importantes para morcegos (Kunz, 1982), mas também podem funcionar como armadilhas ecológicas, aumentando a predação por animais urbanos como gatos domésticos (Vlaschenko et al., 2019). Áreas urbanizadas podem oferecer oportunidades de alimentação para algumas espécies, como mostrado por Russo e Ancillotto (2014), pois alguns grupos conseguem se abrigar e forragear em áreas urbanas. Contudo, a atividade geral dos morcegos tende a

diminuir com a urbanização, e áreas verdes dentro de matrizes urbanas ajudam a sustentar uma maior atividade (de Araújo & Bernard, 2016; Stanley et al., 2023).

A fragmentação de habitat causada pela urbanização pode ser acentuada pelas estradas, afetando mais os morcegos de voo lento, que evitam essas áreas (Kerth & Melber, 2009), enquanto os de voo alto e rápido, como os molossídeos, são menos sensíveis a essa fragmentação (Jung & Kalko, 2011). A urbanização também modifica significativamente as paisagens acústicas, alterando a atividade de forrageio e reduzindo a captura de presas devido ao aumento do ruído (Schaub et al., 2008), além de provocar mudanças nos chamados de comunicação social de algumas espécies (Jiang et al., 2019). Além disso, a urbanização também pode afetar positivamente a atividade de morcegos, principalmente forrageadores de espaço aberto (Gehrt & Chelsvig, 2004; Jung & Kalko, 2011; Rodríguez-Aguilar et al., 2017). Contudo, a urbanização também pode afetar negativamente a atividade de morcegos, reduzindo a utilização de áreas urbanizadas pelo grupo (Almeida et al., 2022; Starik et al., 2024).

Outro aspecto relevante é a influência da lua sobre os morcegos em ambientes urbanizados. É sabido que morcegos podem alterar seu padrão de atividade em noites mais ou menos iluminadas (Appel et al., 2019; Gomes et al., 2020; LaVal & Lawton, 2021), além de modificar o uso dos habitats tanto verticalmente, alternando sua atividade entre acima e abaixo do dossel em áreas naturais (Gomes et al., 2020), quanto horizontalmente, mudando de áreas florestais para mais abertas (Roeleke et al., 2018). No entanto, áreas urbanas são iluminadas artificialmente à noite, o que pode reduzir a percepção dos morcegos em relação à luz da lua, mantendo sua atividade independente da iluminação (Scanlon & Petit, 2008), mas a luz da lua pode ser um fator que combinado com a iluminação artificial noturna provoca uma redução da atividade de morcegos (Li et al., 2024). Ademais, áreas urbanas são mais frequentemente utilizadas por morcegos de voo rápido, como os molossídeos (Jung & Kalko,

2011), e uma meta-análise de Saldaña-Vázquez e Munguía-Rosas (2013) sugere a ausência de fobia lunar nesse grupo devido à alta velocidade de voo e menor risco de predação. Assim, uma maior fobia lunar deve ser observada em morcegos de áreas menos urbanizadas e menos iluminadas artificialmente.

O Cerrado é caracterizado por suas estações bem definidas. Estudos mostram que morcegos respondem de maneira distinta às estações devido à disponibilidade de recursos. Morcegos que se alimentam de recursos vegetais, como néctar e frutos, podem modificar o uso dos recursos conforme sua abundância, maior em períodos chuvosos. Normalmente, os períodos reprodutivos se sincronizam com os períodos de maior abundância de recursos (Heithaus et al., 1975). Em morcegos insetívoros, a sazonalidade também influencia os padrões de alimentação, com sobreposição alimentar de grupos aparentados em períodos de alta abundância de insetos (Salinas-Ramos et al., 2015). Além disso, períodos de chuva podem modificar o uso do espaço pelos morcegos insetívoros, reduzindo sua atividade após uma chuva (Appel et al., 2019), embora alguns morcegos mantenham a atividade em chuvas leves (Belwood & Fullard, 1984). Contudo, a atenuação atmosférica dos chamados de ecolocalização com o aumento da umidade torna o voo e o forrageamento mais desafiadores (Griffin, 1971), e até mesmo o som da chuva pode alterar os tempos de emergência dos morcegos (Geipel et al., 2019). Já foi observado para uma espécie de morcego insetívoro aéreo *Molossus molossus* na Colômbia, picos de gestação na estação seca e nascimentos no início da estação chuvosa (Silva-Duarte et al., 2023), e as estações reprodutivas normalmente também são acompanhadas de um aumento na atividade (Hein et al., 2009). Portanto, é essencial entender como a sazonalidade do Cerrado afeta esses animais, especialmente em relação aos padrões de atividade, que estão diretamente ligados à obtenção de recursos.

Assim, o capítulo referente a esta dissertação é apresentado no formato de artigo intitulado “City Lights, Moonlit Nights: Examining Bat Responses to Urbanization and Lunar

Cycles”, submetido ao periódico *Urban Ecosystems*. O artigo está formatado conforme as normas exigidas pelo periódico.

## Referências

- AGUIAR, L.; ANTONINI, Y. Diet of two sympatric insectivore bats (Chiroptera: Vespertilionidae) in the Cerrado of Central Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 25, p. 28-31, 2008.
- AGUIAR, L. M.; BUENO-ROCHA, I. D.; OLIVEIRA, G.; PIRES, E. S.; VASCONCELOS, S.; NUNES, G. L.; TOGNI, P. H. Going out for dinner—The consumption of agriculture pests by bats in urban areas. *PLoS One*, v. 16, 2021.
- AHMED, Z.; LE, H. P.; SHAHZAD, S. J. H. Toward environmental sustainability: how do urbanization, economic growth, and industrialization affect biocapacity in Brazil? *Environment, Development and Sustainability*, v. 24, n. 10, p. 11676-11696, 2022.
- ALMEIDA, M. H.; MISCHIATTI, F. L.; TOKUMARU, R. S.; FERREIRA, J. H. B. P.; DITCHFIELD, A. D. Importance of Green Areas for Insectivorous Bat Activity. PREPRINT (Version 1) available at Research Square, 2022.
- APPEL, G.; LÓPEZ-BAUCELLS, A.; MAGNUSSON, W. E.; BOBROWIEC, P. E. D. Temperature, rainfall, and moonlight intensity effects on activity of tropical insectivorous bats. *Journal of Mammalogy*, v. 100, n. 6, p. 1889-1900, 2019.
- BELWOOD, J. J.; FULLARD, J. H. Echolocation and foraging behaviour in the Hawaiian hoary bat, *Lasiurus cinereus semotus*. *Canadian Journal of Zoology*, v. 62, n. 11, p. 2113-2120, 1984.
- CAMPOLINA, B. Population growth and urbanization in the Brazilian Cerrado. In: INNOVATION WITH SPATIAL IMPACT: SUSTAINABLE DEVELOPMENT OF THE BRAZILIAN CERRADO. 2019. p. 163-188.
- DE ARAÚJO, M. L. V. S.; BERNARD, E. Green remnants are hotspots for bat activity in a large Brazilian urban area. *Urban Ecosystems*, v. 19, p. 287-296, 2016.

- ENEDINO, T. R.; LOURES-RIBEIRO, A.; SANTOS, B. A. Protecting biodiversity in urbanizing regions: The role of urban reserves for the conservation of Brazilian Atlantic Forest birds. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 16, n. 1, p. 17-23, 2018.
- GEHRT, S. D.; CHELSVIG, J. E. Species-specific patterns of bat activity in an urban landscape. *Ecological Applications*, v. 14, p. 625-635, 2004.
- GEIPEL, I.; SMEEKES, M. J.; HALFWERK, W.; PAGE, R. A. Noise as an informational cue for decision-making: the sound of rain delays bat emergence. *Journal of Experimental Biology*, v. 222, n. 3, 2019.
- GOMES, D. G.; APPEL, G.; BARBER, J. R. Time of night and moonlight structure vertical space use by insectivorous bats in a Neotropical rainforest: an acoustic monitoring study. *PeerJ*, v. 8, p. e10591, 2020.
- GRIFFIN, D. R. The importance of atmospheric attenuation for the echolocation of bats (Chiroptera). *Animal Behaviour*, v. 19, p. 55-61, 1971.
- GUPTA, A. Geoindicators for tropical urbanization. *Environmental Geology*, v. 42, p. 736-742, 2002.
- GUPTA, A.; ASHER, M. G. (Eds.). *Environment and the developing world: principles, policies and management*. Chichester: Wiley, 1998. p. x+-360.
- HEIN, C. D.; CASTLEBERRY, S. B.; MILLER, K. V. Site-occupancy of bats in relation to forested corridors. *Forest Ecology and Management*, v. 257, p. 1200-1207, 2009.
- HEITHAUS, E. R.; FLEMING, T. H.; OPLER, P. A. Foraging patterns and resource utilization in seven species of bats in a seasonal tropical forest. *Ecology*, v. 56, n. 4, p. 841-854, 1975.
- ISERHARD, C. A.; DUARTE, L.; SERAPHIM, N.; FREITAS, A. V. L. How urbanization affects multiple dimensions of biodiversity in tropical butterfly assemblages. *Biodiversity and Conservation*, v. 28, p. 621-638, 2019.

- JIANG, T.; GUO, X.; LIN, A.; WU, H.; SUN, C.; FENG, J.; KANWAL, J. S. Bats increase vocal amplitude and decrease vocal complexity to mitigate noise interference during social communication. *Animal Cognition*, v. 22, p. 199-212, 2019.
- JUNG, K.; KALKO, E. K. Adaptability and vulnerability of high flying Neotropical aerial insectivorous bats to urbanization. *Diversity and Distributions*, v. 17, n. 2, p. 262-274, 2011.
- KALNAY, E.; CAI, M. Impact of urbanization and land-use change on climate. *Nature*, v. 423, n. 6939, p. 528-531, 2003.
- KERTH, G.; MELBER, M. Species-specific barrier effects of a motorway on the habitat use of two threatened forest-living bat species. *Biological Conservation*, v. 142, n. 2, p. 270-279, 2009.
- KORASAKI, V.; LOPES, J.; GARDNER BROWN, G.; LOUZADA, J. Using dung beetles to evaluate the effects of urbanization on Atlantic Forest biodiversity. *Insect Science*, v. 20, n. 3, p. 393-406, 2013.
- KUNZ, T. H. Roosting ecology of bats. In: *Ecology of bats*. Springer, 1982. p. 1-55.
- KUNZ, T. H.; BRAUN DE TORREZ, E.; BAUER, D.; LOBOVA, T.; FLEMING, T. H. Ecosystem services provided by bats. *Annals of the New York Academy of Sciences*, v. 1223, n. 1, p. 1-38, 2011.
- LAVAL, R. K.; LAWTON, R. O. The effect of environmental variables on nightly activity patterns of insectivorous bats monitored over ten years in a tropical premontane forest, Costa Rica. *Neotropical Biodiversity*, v. 7, n. 1, p. 476–490, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/23766808.2021.2000294>. Acesso em: 2 jul. 2024.
- POMPEU, P. S.; ALVES, C. B. M.; CALLISTO, M. A. R. C. O. S. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas basin, Brazil. In: *American Fisheries Society Symposium*, 2005, vol. 47, p. 11-22.
- REIS, E.; LÓPEZ-IBORRA, G. M.; PINHEIRO, R. T. Changes in bird species richness through different levels of urbanization: Implications for biodiversity conservation

- and garden design in Central Brazil. *Landscape and Urban Planning*, v. 107, n. 1, p. 31-42, 2012.
- REISKIND, M. H.; WUND, M. A. Experimental assessment of the impacts of northern long-eared bats on ovipositing *Culex* (Diptera: Culicidae) mosquitoes. *Journal of Medical Entomology*, v. 46, p. 1037-1044, 2009.
- RODRÍGUEZ-AGUILAR, G.; OROZCO-LUGO, C. L.; VLEUT, I.; VAZQUEZ, L. B. Influence of urbanization on the occurrence and activity of aerial insectivorous bats. *Urban Ecosystems*, v. 20, p. 477-488, 2017.
- ROELEKE, M.; TEIGE, T.; HOFFMEISTER, U.; KLINGLER, F.; VOIGT, C. C. Aerial-hawking bats adjust their use of space to the lunar cycle. *Movement Ecology*, v. 6, p. 1-10, 2018.
- SALDAÑA-VÁZQUEZ, R. A.; MUNGUÍA-ROSAS, M. A. Lunar phobia in bats and its ecological correlates: a meta-analysis. *Mammalian Biology*, v. 78, n. 3, p. 216-219, 2013.
- SALINAS-RAMOS, V. B.; HERRERA MONTALVO, L. G.; LEÓN-REGAGNON, V.; ARRIZABALAGA-ESCUADERO, A.; CLARE, E. L. Dietary overlap and seasonality in three species of mormoopid bats from a tropical dry forest. *Molecular Ecology*, v. 24, n. 20, p. 5296-5307, 2015.
- SCHAUB, A.; OSTWALD, J.; SIEMERS, B. M. Foraging bats avoid noise. *Journal of Experimental Biology*, v. 211, n. 19, p. 3174-3180, 2008.
- SILVA-DUARTE, L.; HERRERA-SARMIENTO, M. M.; SERRANO-CARDOZO, V. H.; RAMÍREZ-PINILLA, M. P. Reproductive activity and diet of an urban population of *Molossus molossus* (Molossidae). *Acta Chiropterologica*, v. 25, n. 2, p. 237-250, 2023.
- SILVA-JUNIOR, V.; SOUZA, D. G.; QUEIROZ, R. T.; SOUZA, L. G.; RIBEIRO, E. M.; SANTOS, B. A. Landscape urbanization threatens plant phylogenetic diversity in the Brazilian Atlantic Forest. *Urban Ecosystems*, v. 21, p. 625-634, 2018.

- SGANZERLA, C.; DALZUCHIO, M. S.; PRASS, G. D. S.; PÉRICO, E. Effects of urbanization on the fauna of Odonata on the coast of southern Brazil. *Biota Neotropica*, v. 21, p. e20201122, 2021.
- STANLEY, C.; BAGNIEWSKA, J. M.; GRABOWSKA-ZHANG, A.; HESSELBERG, T. Wooded streets, but not streetlight dimming, favour bat activity in a temperate urban setting. *Journal of Urban Ecology*, v. 9, n. 1, 2023.
- STARIK, N.; GYGAX, L.; GÖTTERT, T. Unexpected bat community changes along an urban–rural gradient in the Berlin–Brandenburg metropolitan area. *Scientific Reports*, v. 14, n. 1, p. 10552, 2024.
- UNITED NATIONS. *World urbanization prospects: the 1994 revision, estimates and projections of urban and rural populations and of urban agglomerations*. United Nations Publications ST/ESA/SER.A/150, United Nations, New York, 1995.
- VLASCHENKO, A.; KOVALOV, V.; HUKOV, V.; KRAVCHENKO, K.; RODENKO, O. An example of ecological traps for bats in the urban environment. *European Journal of Wildlife Research*, v. 65, n. 2, p. 20, 2019.



# **City Lights, Moonlit Nights: Examining Bat Responses to Urbanization and Lunar Cycles**

Claysson de Aguiar Silva<sup>1\*</sup>, Ludmilla M S Aguiar<sup>1</sup>

1 - Department of Zoology, Laboratory of Biology and Conservation of Bats, University of Brasília, Brasília, Brazil.

\*Correspondent author: C. de Aguiar Silva - e-mail: clayssonhenrique98@gmail.com

ORCID Claysson de Aguiar Silva: 0000-0003-0723-5796

ORCID Ludmilla M S Aguiar: 0000-0002-9180-5052

## **Acknowledgments**

C. de Aguiar Silva expresses his gratitude to the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) for the scholarship provided through the Academic Excellence Program (PROEX) during this study (Process number: 88887.670747/2022-00). L. M. S. Aguiar acknowledges the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) for her research productivity grant (Process number: 309893/2023-2). This financial support was essential for the successful completion of our research.

## **Abstract**

Urbanization is one of the most abrupt mechanisms of land use change. This process can generate significant impacts on biodiversity, and its effects on bat activity patterns need further exploration due to the importance of these animals in controlling insect populations and maintaining ecological balance. This study aims to evaluate and describe the activity patterns of insectivorous bats in the Cerrado, using environmental variables such as moon phase (full and new), season (dry and wet), and the level of urbanization. The level of urbanization was defined through an urbanization index and then classified into urban, suburban, and natural habitats to elucidate the impacts of this process on biological communities. We used ultrasonic recorders to sample insectivorous bats and count passes to measure activity in the study areas. A decrease in the activity of aerial insectivorous bat assemblages in the Cerrado was observed with decreasing urbanization. Additionally, bats exhibited higher activity during dry seasons and lower activity during full moon periods, suggesting lunar phobia. We identified significant effects of the time of night and the season of the year on the detectability of these bats, with a higher probability of detection in the first half of the night and during the dry season. Understanding these patterns in urban areas is crucial in the context of expanding cities. This knowledge aids in the maintenance and protection of insectivorous bat species that are fundamental to the balance of ecosystems and the provision of essential ecosystem services in both urban and natural areas of the Cerrado.

**Keywords:** bioacoustics, bat activity, insectivorous bats, lunar phobia, Urban, suburban, and natural habitats.

## **Introduction**

Urbanization, a primary driver of land-use change, has significantly affected wildlife by transforming habitats, landscapes, and climate (Kalnay and Cai 2003). It results in a more permanent loss compared to other anthropogenic processes of habitat alteration, often leading to the local extinction of most native species (McKinney 2002; Vale & Vale 1976). This underscores the urgent need to investigate the impact of urbanization on the activity patterns of Cerrado aerial insectivorous bats and evaluate the influence of seasons and lunar phases on their activity in increasingly urbanized environments.

Bats play a crucial role as providers of ecosystem services, primarily due to their diverse feeding habits (Kunz et al. 2011). Insectivorous bats, for instance, can capture 25 to 50% of their body weight in insects, acting as significant agricultural pest controllers in rural environments (Aguar and Antonini 2008) and urban areas (Aguar et al. 2021), as well as controllers of disease vector insects in urban settings (Reiskind and Wund 2009). These bats use echolocation for spatial orientation and prey acquisition (Schnitzler and Kalko 2001), facilitating the acoustic recording of insectivorous bat species through their vocalizations.

Bioacoustics is a powerful sampling tool that allows rapid access to biodiversity in different environments (Machado et al. 2017; Ochoa et al. 2000). In addition to being a non-invasive method, it enables quick and automated analysis of biological communities and landscapes (Sueur and Farina 2015). By recording bat vocalizations with ultrasonic recorders, it is possible to assess the diversity of these animals (Arias-Aguilar et al. 2018) and identify areas of high activity or frequent foraging through the detection of feeding buzzes, which are distinguishable from other parts of the echolocation sequence (Acharya and Fenton 1992).

However, habitat fragmentation caused by urbanization can directly affect bat activity and habitat use patterns (Yates and Muzika 2006). Urbanization, as a major driver of habitat fragmentation and land-use change, can significantly influence these patterns. While a few bat species, known as tolerant and synurbic species, are abundant in urban environments, overall species richness tends to decline with increased urbanization, leading to the disappearance of many species from urban areas (Russo and Ancillotto 2015). Additionally, frugivorous bats like *Artibeus planirostris* prefer areas with higher vegetation density (Silveira et al. 2018). This raises the question of whether insectivorous bat species may also have their occupancy patterns influenced by environmental structure (Hein et al. 2009).

Several factors can influence studies on bats. For instance, the reproductive season, which coincides with specific times of the year, can affect bat detection and directly influence their activity (Hein et al. 2009). Bat activity also varies throughout the night (Hayes 1997), making the timing of recordings crucial for understanding their nocturnal behavior patterns. Additionally, the lunar phase is known to affect bat detection, with increased lunar phobia—lower nocturnal activity on nights with higher lunar illumination—serving as a mechanism to reduce predation risk in tropical environments (Fenton et al. 1977; Saldaña-Vázquez & Munguía-Rosas 2012). Thus, bats serve as an excellent model for studying the impacts of urbanization in conjunction with environmental variations and urban landscape structure.

In 2019, the Global Commission on Adaptation recommended adapting cities to environmental changes with nature-based solutions (NBS), a term coined by the IUCN. Among these recommendations is the need to increase understanding of the value of nature and species to improve cities' adaptation to climate change and make them more receptive to biodiversity. The Federal District (DF), home to Brazil's capital, Brasília, features a large

urban area with numerous green spaces, including urban parks and Protected Areas, both federal and private. Additionally, the urban areas of the Federal District are surrounded by a rural matrix (Rivero 2019). Due to these unique conditions, Brasília's green areas host threatened species such as the Cerrado bat (*Lonchophylla dekeyseri*) (Aguiar et al. 2014). The importance of green spaces in urban centers for preserving insectivorous bats has been demonstrated, for example, in Recife, Pernambuco (de Araújo and Bernard 2016).

Brasília presents an excellent model for creating wildlife-friendly cities with increased investment in nature-based solutions (NBS). Bats are the mammals with the highest number of species in the Cerrado (Aguiar et al. 2016), highlighting the urgency of understanding the effects of urbanization on the activity of Cerrado bat species. Urbanization can impair their biological roles, consequently affecting the ecosystem services they provide, such as agricultural pest control, even in urban areas (Aguiar et al. 2021). This is particularly important for the agricultural matrix of the Federal District, as bats contribute to pollination and seed dispersal (Kunz et al. 2011). Moreover, bats are known reservoirs of the rabies virus in urban areas (Ribeiro et al. 2018). Understanding their occupancy and activity patterns is essential, as this information can aid species management and potentially influence public health management.

This study aims to understand and define the Cerrado aerial insectivorous bat assemblage activity patterns along an urban-natural gradient. Additionally, it seeks to evaluate whether the seasons affect the activity of these bats and if they exhibit lunar phobia. Finally, we will investigate whether urbanization affects the occupancy of insectivorous bats and how environmental variables (moon phase, season of the year), in addition to the night period (first half and second half), affect the detectability of these bats.

Based on recent studies in Mexico (Rodríguez-Aguilar et al. 2017) and the United States (Gehrt and Chelsvig 2004), we expect to corroborate the following results: i) Activity patterns will differ along the urban-natural gradient, with higher activity in urban areas, as these are commonly used by open-area foraging bats (Avila-Flores and Fenton 2005; Threlfall et al. 2011), which may benefit from shelters and food sources in these environments. ii) Higher activity is expected during the rainy season, as this is the period of increased prey availability (Wolda 1980) for these bats. iii) Higher bat activity is anticipated during the new moon phase, assuming a reduction in predation risk that can occur due to domestic cats preying on bats on bats, using houses and other human structures as shelters (Ancillotto et al. 2013) and opportunistic birds (Mikula et al. 2013). This effect is expected to be more pronounced in less urbanized areas, where bats can more easily perceive moonlight due to the reduction of artificial light at night (ALAN) (Barré et al. 2022). iv) Urbanization is expected to positively affect the occupancy of aerial insectivorous bats, as more complex, closed environments such as the natural areas in this study can impose limits on flight and foraging (Bender et al. 2015; Pauli et al. 2017). Lastly, we expect the new moon (Silveira et al. 2018), the wet season (MacSwiney et al. 2009), and the first half of the night (Hayes 1997) to positively affect the detectability of insectivorous bats.

## **Materials and Methods**

### ***Study Area***

The study was conducted in Brasília, Federal District, Brazil. Fifteen randomly selected sampling points extended from an urban area (Asa Sul) toward a natural area (Gama and Cabeça de Veado Environmental Protection Area—APA), encompassing regions with varying degrees of urbanization (Fig. 1). The sampling points were spaced approximately 3 km apart to minimize the potential overlap of acoustic recordings. Bat activity was assessed

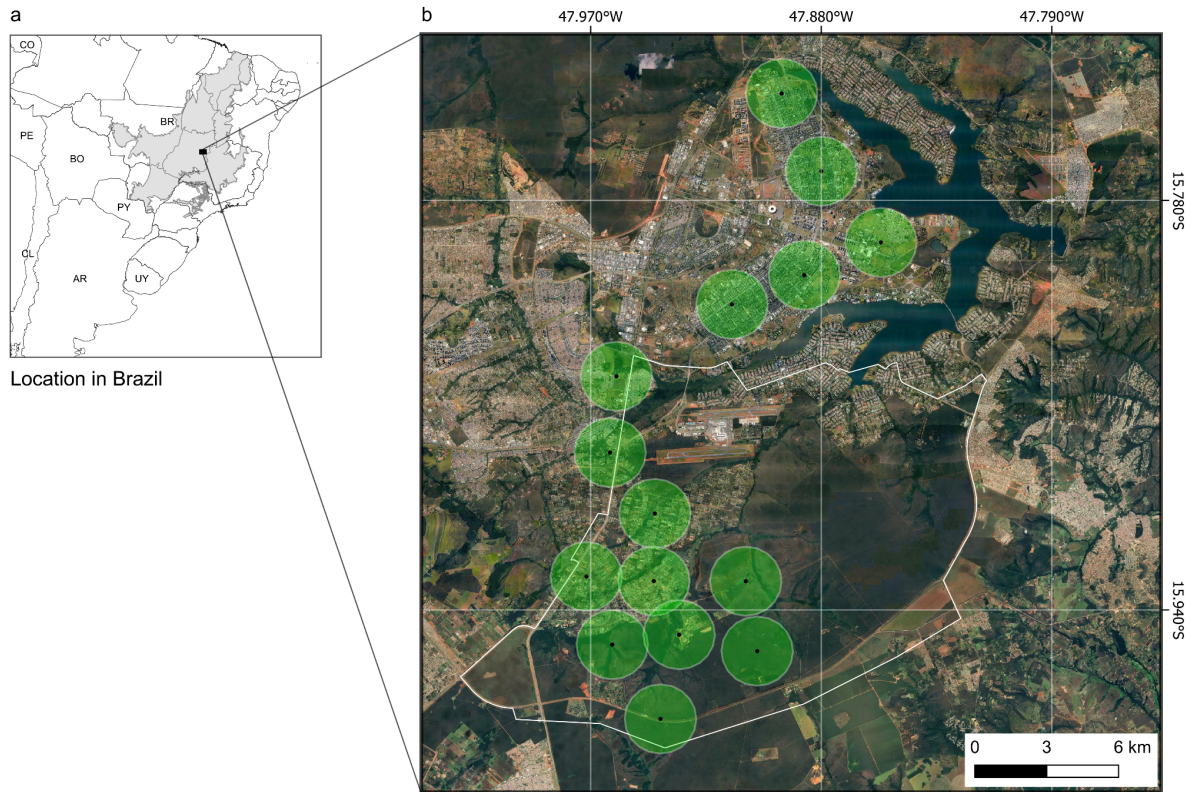
by analyzing vocalization recordings across these locations, which represented different levels of urbanization.

### ***Analysis of Urbanization Degree***

A buffer with a radius of 1.5 km was established for each sampling point. The degree of urbanization was determined based on soil impermeability, verified using satellite images. The coordinates of the sampling points were used to generate .kml files with a function in R version 4.3.3 (R Core Team 2024). These .kml files were then imported into Google Earth to create the corresponding images. Each image was produced with a 1.5 km radius and a camera view altitude of 5.5 km (see Online Resource 1).

Satellite images for each sampling point were processed using the image editing software GIMP (version 2.10.38). The area within the previously defined buffer was selected and color-coded according to five land cover classifications: buildings, pavement, dirt, trees, and grass (Fig. 2). After classification, the software counted the pixels and generated a .txt file with the values for each classification.

The pixel counts for each point were then combined into broader categories: "natural" (trees and grass), representing permeable areas, and "roads" (pavement and dirt), representing both paved and dirt roads. The classification "buildings" was maintained as a separate category due to its importance for bat presence or activity, as these animals often use buildings as roosts (Aguiar et al. 2021). Thus, impermeable areas were defined as pavement and buildings.



**Fig. 1:** (a) Location of the study area, with the limits of the Cerrado biome shown in gray. (b) Sampling points (black dots) and buffers (green circles) for area characterization according to soil cover. The white line delineates the Environmental Protection Area (APA) of Gama and Cabeça de Veado.

A principal component analysis (PCA) was performed using the values for natural, roads, and buildings for each point. The variables were centered (subtracting the mean) and scaled (dividing by the standard deviation) to ensure equal influence in the analysis, regardless of their units or variances. The principal component 1 (PC1) values were used as an urbanization index to classify the areas into three habitat categories: urban, suburban, and natural. The K-means algorithm was applied to cluster the data into three groups. All steps for image creation, processing, and index calculation followed the procedures outlined in the urbanization-index dataset on GitHub (LaZerte 2016).

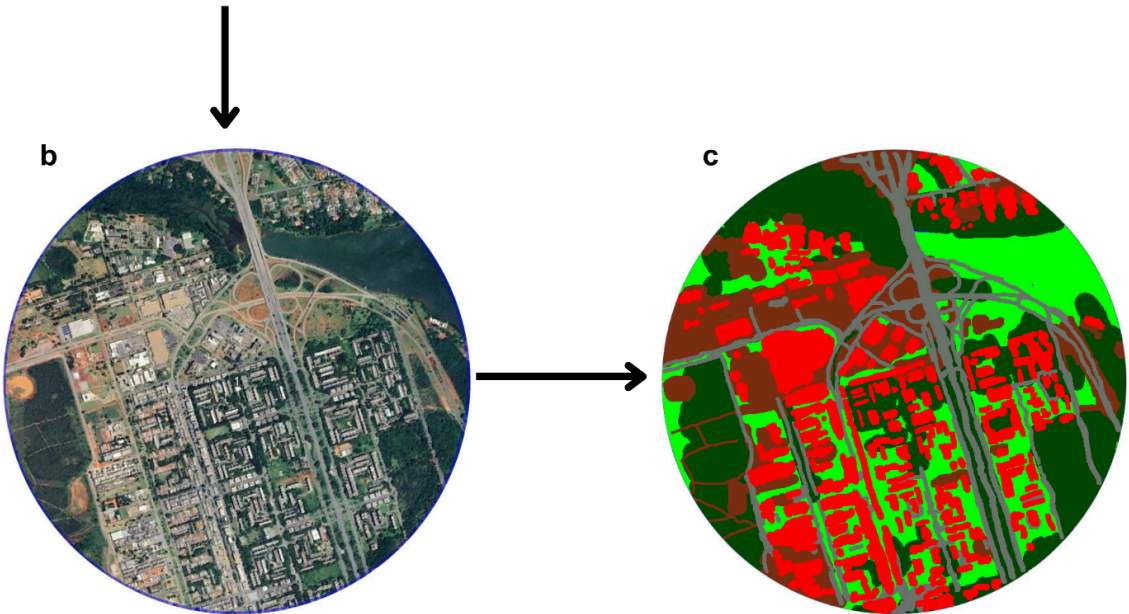








### ***Acoustic Data Collection***

Bat recordings were made using AudioMoth recorders (v1.2.0). Recordings were made for 1 minute every 15 minutes, with a 14-minute interval between recordings. This sampling strategy was chosen to ensure comprehensive coverage of bat activity throughout the night, as bats are known to be most active during the first few hours after sunset and before sunrise. The files were saved in WAV format with 16-bit resolution and a sampling rate of 384 kHz, covering the echolocation frequencies of bats likely to occur in the Cerrado (Aguilar et al. 2016). Recordings began 30 minutes before sunset and continued for 12 hours. Sampling was conducted twice per month at each point (Fig. 1), with simultaneous sampling across all points during both new moon and full moon phases each month (August 2022 and January 2023) to test the effect of moonlight on insectivorous bat activity across different seasons (dry season in August and rainy season in January).

### ***Acoustic Data Analysis***

Following the recordings, the sound files were analyzed in the laboratory using RavenPro software (version 1.6, 2024). The sound files were used to identify and characterize the bat assemblage composition in the sampled areas. For bat identification, five pulses from the search phase of each pulse sequence produced by the bat were selected from each 1-minute file. Measurements of pulse duration, interval between pulses, peak frequency, maximum frequency, minimum frequency, and bandwidth were obtained for each pulse in the analyzed sequences. Subsequently, the means of the five pulses for each metric were calculated, and bat identification was performed based on these six parameters using published identification keys (Jung et al. 2007; Barataud et al. 2013; Jung et al. 2014; Hintze et al. 2016; Arias-Aguilar et al. 2018).



Color legend		
	buffer with 1.5 km radius	 pavement
	building	 trees
		 grass
		 dirt

**Fig. 2 a** - (a) Google Earth image before buffer trimming. (b) Image after cutting the buffer, where the selection and classification of pixels into buildings, pavement, dirt, trees, and grass was made. (c) Image generated after classification and pixel counting (color legend for classifications available below images b and c). This process was carried out for all points highlighted in Fig. 1.

Species with at most five records were excluded from further analyses. A linear discriminant analysis (LDA) was conducted for the remaining species to check for potential overlaps and ensure correct identification. The LDA tests whether pre-determined bat species can be accurately classified based on selected metrics (in this case, acoustic parameters). Following Russo and Jones (2002), a discrimination threshold of 0.8 was used to consider passes satisfactorily classified as the previously identified species for subsequent analyses. The LDA was performed separately for the three families identified in this study: Molossidae, Vespertilionidae, and Emballonuridae.

Bat activity in the areas was determined by counting the passes of each species at each sampling point. A pass was defined as a sequence of five or more pulses from the typical search phase of bats with at least a 1-second interval between sequences. Additionally, feeding buzzes were counted, and a buzz ratio was calculated, defined as the ratio between the number of feeding buzzes and the number of passes, to evaluate the use of areas as potential feeding sites for bats.

### ***Statistical Analysis***

To test the influence of urbanization, seasons, and lunar phases on bat activity, generalized linear mixed models (GLMM) with a Poisson family were conducted. The urbanization index, lunar phase, and seasons were the predictor variables, and the number of passes per point was the response variable. Sampling points were treated as random effects in

the model. Corrected Akaike Information Criterion (AICc) values for small samples were used to compare the fit of models with and without predictor factor interactions. Spatial autocorrelation in the models was tested by calculating Moran's I index of the model residuals using the 'Moran.I' function from the ape package version 5.5 (Paradis & Schliep 2019).

To better understand bat activity in the areas, recording hours were classified into three activity periods: crepuscular (hours 1 and 12, near sunrise and sunset), early activity (hours 2 to 6), and late activity (hours 7 to 11). The unweighted pair group method with arithmetic mean (UPGMA) was used to assess the similarity in hourly activity among bat species based on the number of recorded passes. A dendrogram was created to present the similarity of activity times among species. Additionally, to understand potential changes in species activity times across different habitats, a dendrogram was created for each previously defined habitat class (urban, suburban, and natural).

### ***Occupancy and Detectability Models***

To assess the impact of urbanization on bat occupancy, we employed an urbanization index generated through principal component analysis (PCA). We utilized multi-season occupancy models (MacKenzie et al., 2003) to address the challenges of detecting species presence when detectability is less than 1 (MacKenzie et al., 2002). These models require the estimation of four parameters:  $p$  (the probability of detecting a species that occupies the area);  $\psi$  (the occupancy probability in the first season);  $\epsilon$  (the probability of extinction in the subsequent season); and  $\gamma$  (the probability of colonization in the subsequent season).

Detectability was modeled using variables such as recording time (first half of the night vs. second half), moon phase (new moon vs. full moon), and season (dry vs. wet). We

used the “colect” function from the unmarked package in R (Fiske and Chandler, 2011) to generate concurrent multi-season occupancy models. The goodness of fit was assessed by comparing the chi-squared statistic of the models with the reference distribution generated by 10,000 simulations and evaluating the overdispersion parameter ( $\hat{c}$ ) as suggested by MacKenzie and Bailey (2004).

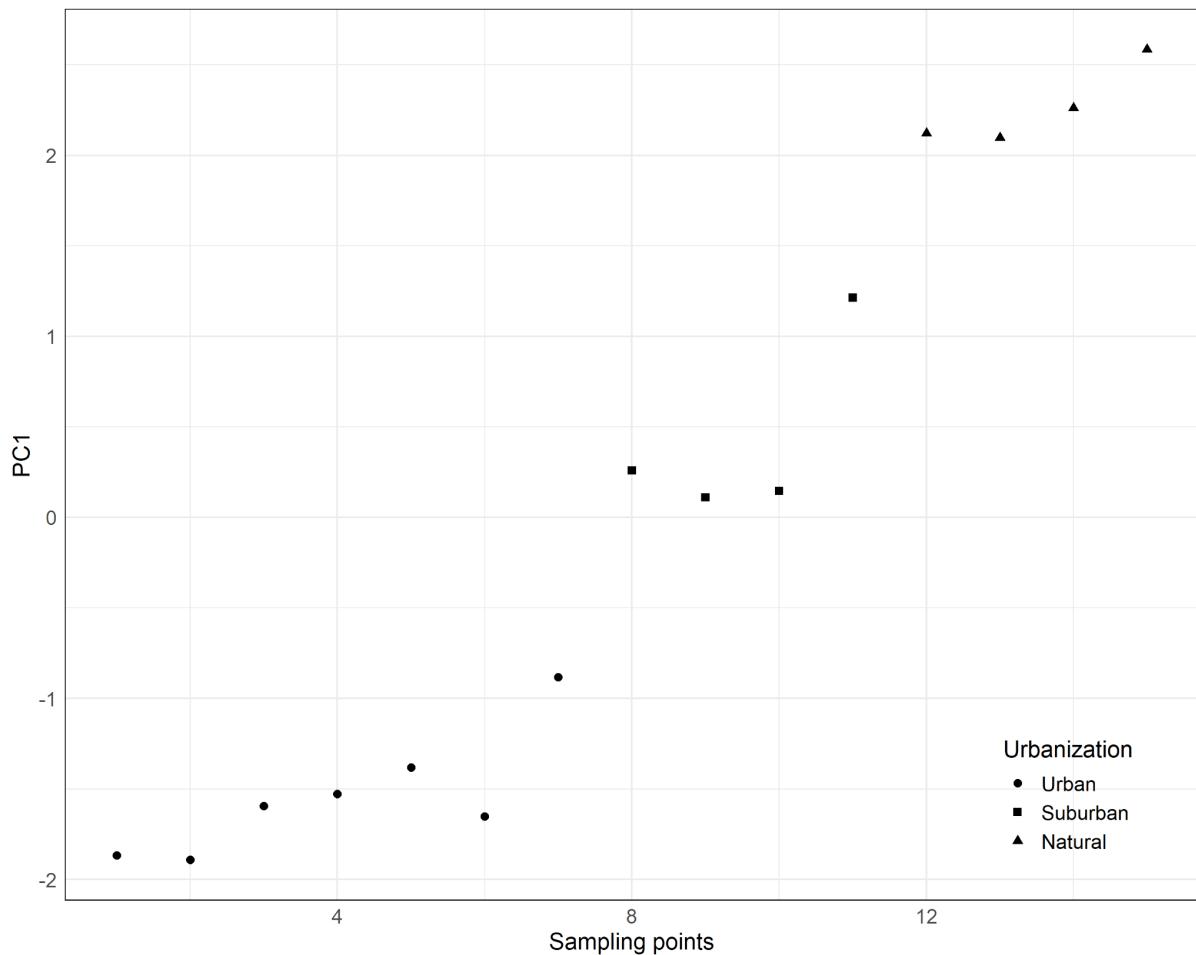
Models were ranked using the Akaike Information Criterion corrected for small samples (AICc), and we selected only those models that showed no evidence of lack of fit (GOF p-value > 0.05 and  $\hat{c}$  close to 1). The goodness of fit process, along with the AICc and  $\hat{c}$  estimations, were conducted using the AICcmodavg package (Mazerolle, 2015). Occupancy and detectability were modeled only for species recorded at a minimum of five sampling points: *Eumops glaucinus*, *Eumops* sp2., *Eumops* sp3., *Molossops temminckii*, *Molossus currentium*, Vesp 1, *Peropteryx macrotis*, Mol 1, and *Molossus molossus*.

## **Results**

### ***Urbanization Index and Sampling Points Classification***

Following the selection and classification of land cover in GIMP, pixel counts were obtained for each category (see Online Resource 1). The first principal component (PC1) of the PCA explained 94.32% of the total variation in the original data, suggesting that the dimensionality of the three variables (natural, roads, and buildings) can be reduced to a single principal component (PC1) without significant loss of information. For more details on the PCA results and PC1 selection, see Online Resource 1. The rotation matrix of PC1 indicates that the natural variable contributes positively to PC1, whereas the roads and buildings variables contribute negatively. This signifies that PC1 represents a dimension where an increase in the natural variable corresponds to a decrease in the roads and buildings variables.

The generated index shows higher values in natural areas compared to urbanized areas. After clustering the PC1 values using the K-means algorithm, seven points were classified as urban habitats, four as suburban, and four as natural (Fig. 3). The index values and the classification of each point are presented in Table 1.



**Fig. 3** Result of grouping PC1 values after applying the K-means algorithm to the areas defined in this study in Brasília, Brazil.

### ***Bat Species and Activity***

From the 2880 one-minute sound files collected, 1440 were recorded during the dry season and 1440 during the rainy season. For each season, 720 files were recorded per night under different lunar phases (full moon and new moon), resulting in 48 files per point per

night. This meticulous data collection ensured a comprehensive representation of bat species and activity across various seasons and lunar phases. Throughout the sampling periods, 12 species and two groupings were identified through linear discriminant analysis (LDA) (Fig. 4), yielding a total of 14 species or taxa (Table 2). Species identification was based on measurements of pulse duration, interval between pulses, peak frequency, maximum frequency, minimum frequency, and bandwidth for each pulse. This detailed analysis of bat species and activity provides a robust foundation for further ecological research and urban planning decisions.

**Table 1.** Urbanization index values per point and classification of points after clustering the values generated in the PCA for the areas defined in the study in Brasília, Brazil.

Sampling point	Urbanization index	Classification
1	-1,865831501	Urban
2	-1,890652536	Urban
3	-1,595025902	Urban
4	-1,527650339	Urban
5	-1,380805490	Urban
6	-1,651372854	Urban
7	-0,883109812	Urban
8	0,259028800	Suburban
9	0,110925914	Suburban
10	0,146184297	Suburban
11	1,213864075	Suburban
12	2,121712345	Natural
13	2,096888169	Natural
14	2,261710631	Natural
15	2,584134203	Natural

**Table 2.** Species and groupings of bats identified in the study areas in different habitats (urban, suburban and natural) in the Brazilian Cerrado, Brasília.

Species or grouping	Habitats
<i>Molossus molossus</i>	all of them
<i>Peropteryx macrotis</i>	Urban and natural

<i>Peropteryx trinitatis</i>	all of them
Mol 1	all of them
Vesp 1	all of them
<i>Nyctinomops laticaudatus</i>	Urban
<i>Lasiurus cinereus</i>	all of them
<i>Eumops</i> sp2.	all of them
<i>Molossus currentium</i>	all of them
<i>Eumops glaucinus</i>	all of them
<i>Molossus temminckii</i>	Suburban and Natural
<i>Eumops</i> sp3.	all of them
<i>Myotis nigricans</i>	Natural
<i>Molossus</i> sp1.	Urban

---

Bats exhibited a high activity pattern during the early night hours, with a smaller peak in the final hour. Urban areas had the highest number of passes (Fig. 5). The best generalized linear mixed model (GLMM), selected based on its Akaike Information Criterion corrected (AICc) value, indicated a reduction in bat activity along the urban-to-natural gradient ( $z = -3.546$ ,  $p = 0.00143$ ) (Fig. 6).

Bat activity was significantly higher on new moon nights compared to full moon nights ( $z = 4.578$ ,  $p < 0.001$ ) and during the dry season compared to the rainy season ( $z = -2.294$ ,  $p = 0.021809$ ) (Fig. 7a and b). Additionally, the model revealed an interaction between moon phase and season, indicating that the difference in activity between moon phases is more pronounced during the dry season ( $z = -2.514$ ,  $p = 0.011933$ ) (Fig. 7c). Importantly, the model did not show significant spatial autocorrelation (Moran's  $I = -0.41989$ ,  $p = 0.6627$ ), further validating the robustness of our findings.

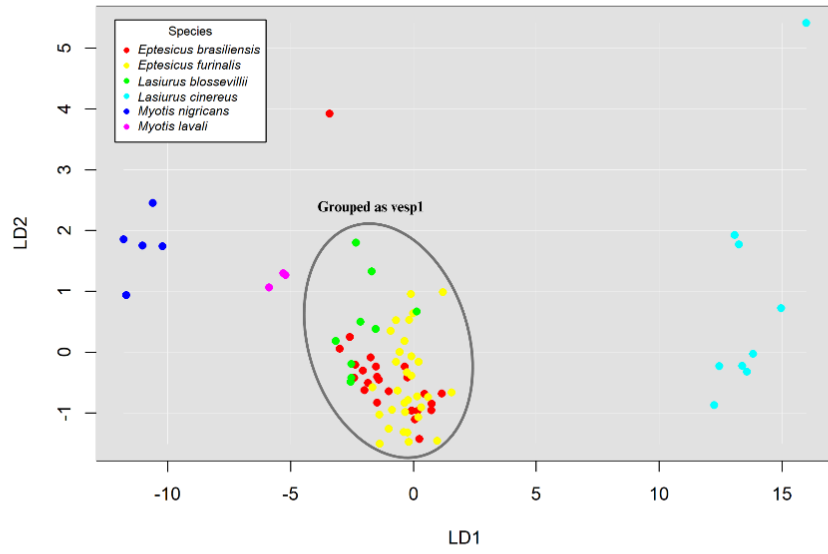
Following UPGMA clustering, a method commonly used in ecology to classify species based on their activity patterns, species were categorized accordingly. *Molossus molossus* (species 1) exhibited crepuscular activity at sunrise and sunset (Fig. 8a). Two species (*Molossus currentium* and the Mol 1 grouping) were active throughout the night. In



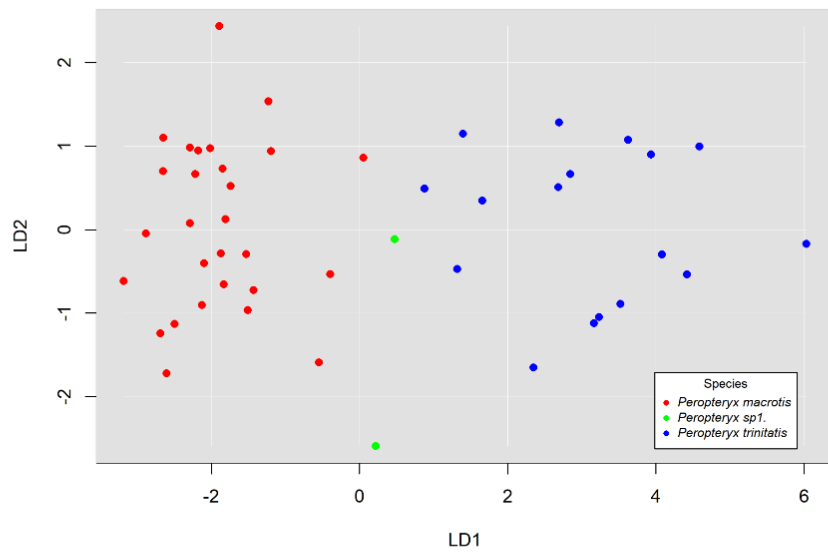
contrast, 11 species concentrated their activities in the first half of the night, thus classified as early active (Fig. 8a). No species exhibited late activity, defined as activity during the second half of the night.

Regarding activity patterns across the three habitat types, species 2 (*Peropteryx macrotis*), species 4 (Mol 1 grouping), and species 9 (*M. currentium*) demonstrated remarkable adaptability by being active throughout the entire night in urban areas (Fig. 8b). In suburban areas, *M. currentium* and the Mol 1 grouping shifted their activity pattern from throughout the night to being concentrated in the early hours, displaying less similarity to other species (Fig. 8c). In natural areas, species 11 (*Molossops temminckii*) and the Vesp 1 grouping (classified as species 5) showed less similarity in activity patterns compared to other species. However, all species, except species 1, exhibited activity concentrated in the first half of the night (Fig. 8d). *M. molossus* maintained a crepuscular activity pattern regardless of habitat type, consistently displaying less similar activity patterns compared to other species.

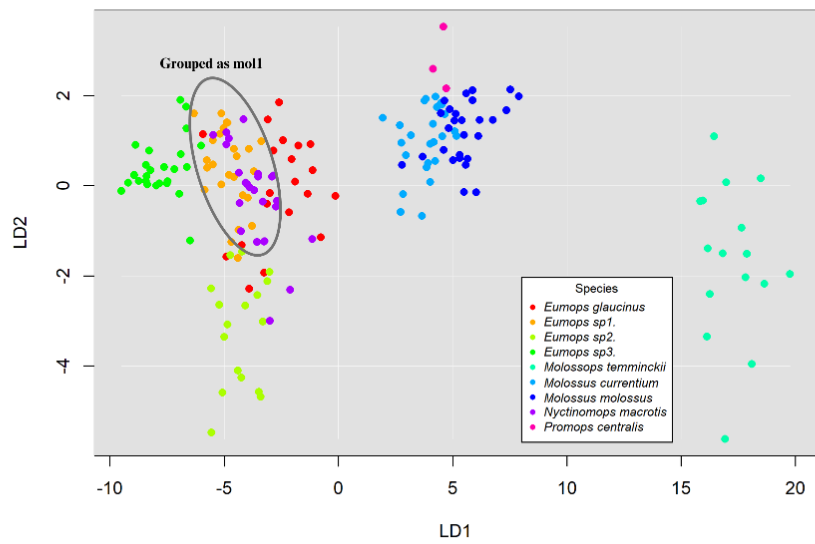
### Vespertilionidae



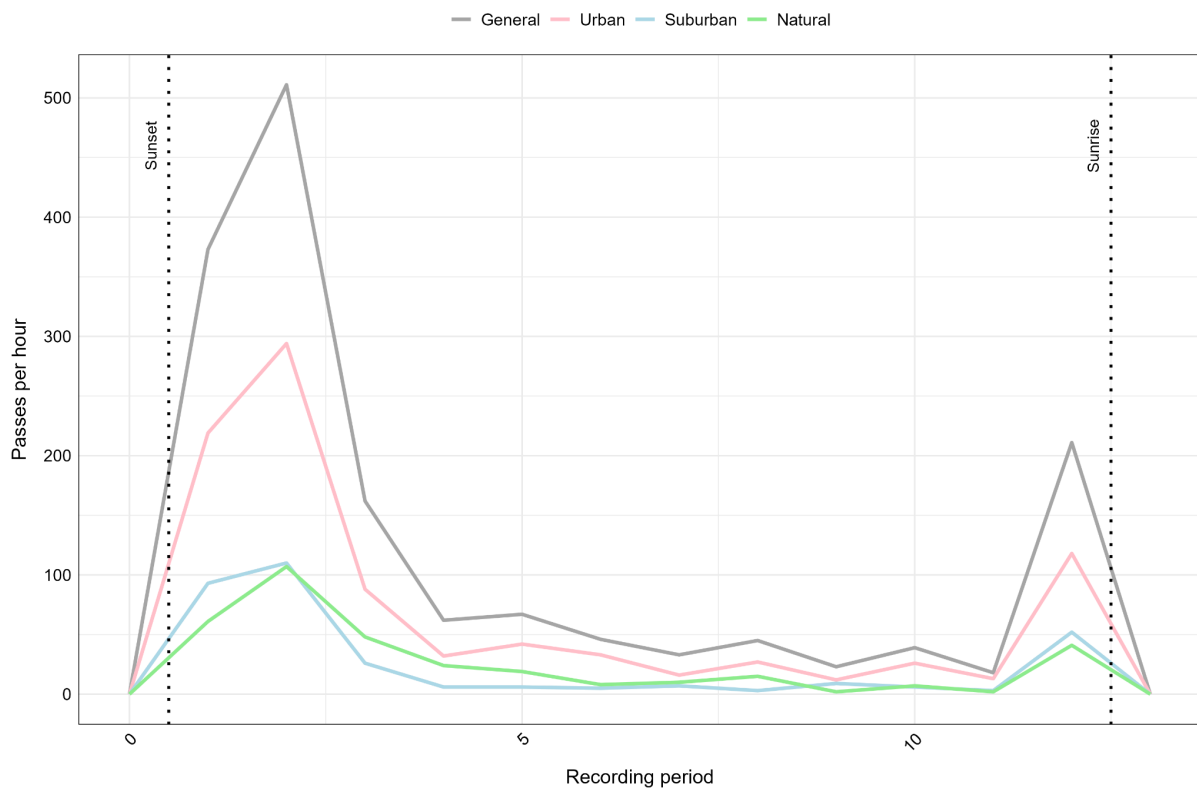
### Emballonuridae



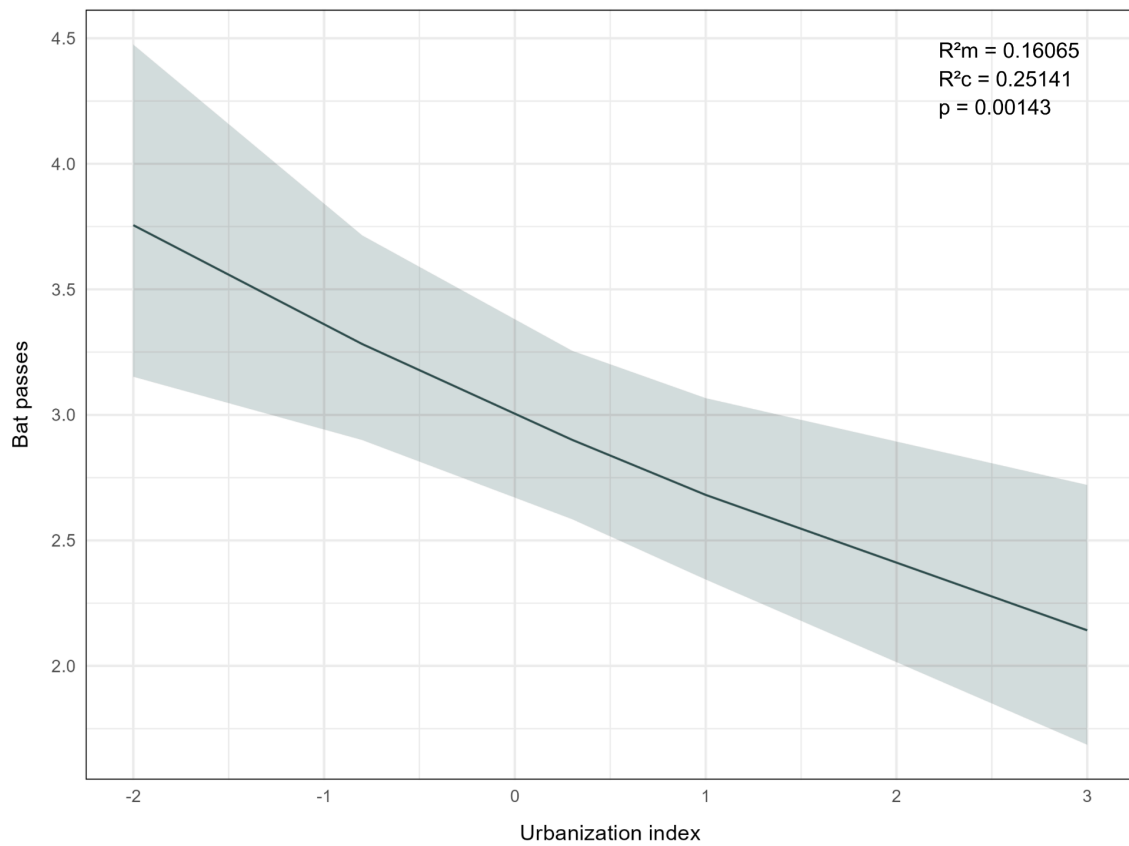
### Molossidae



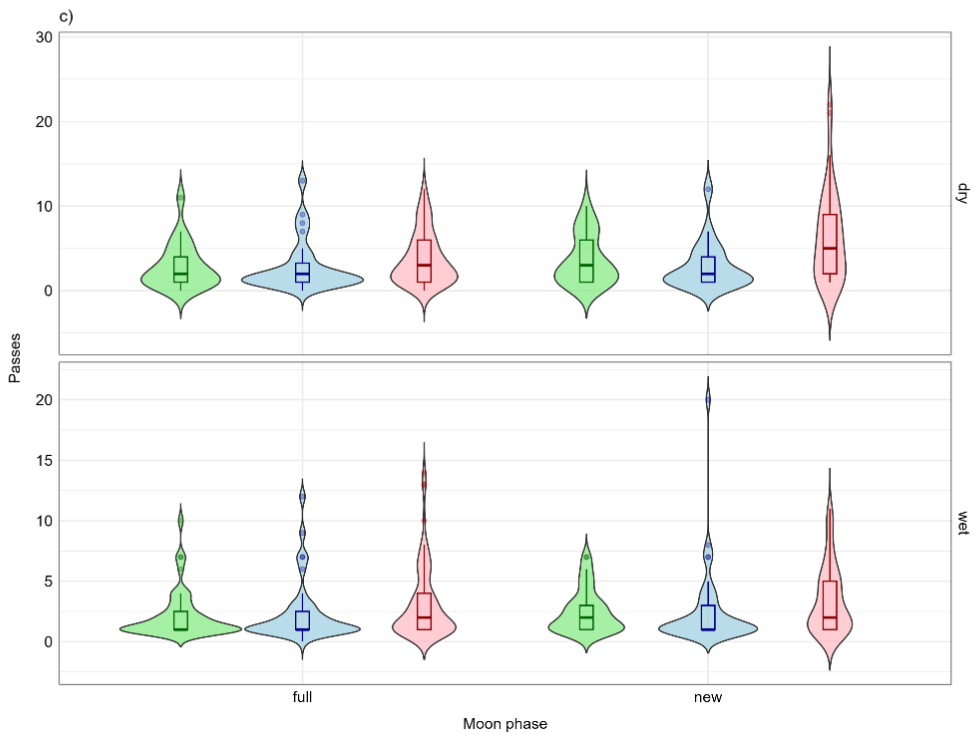
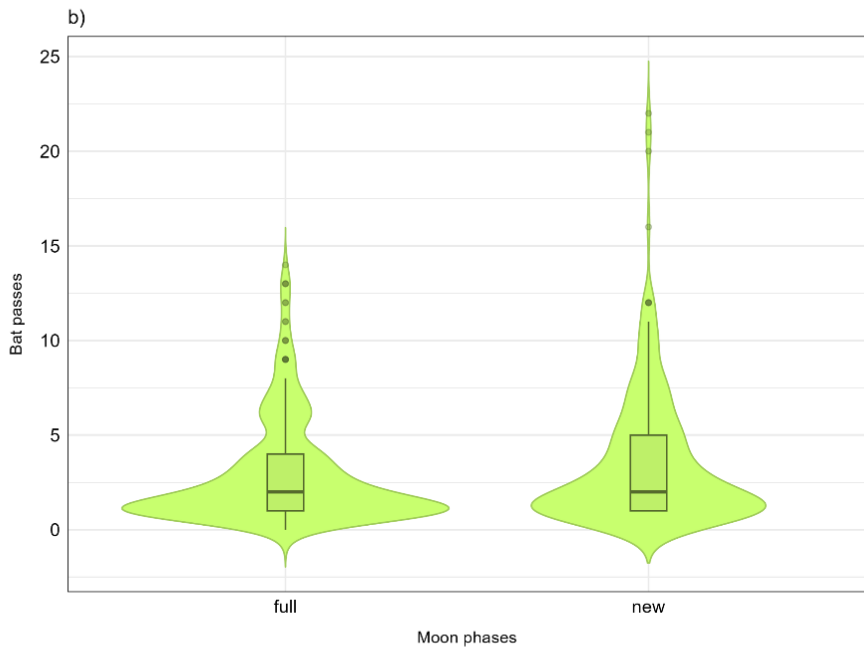
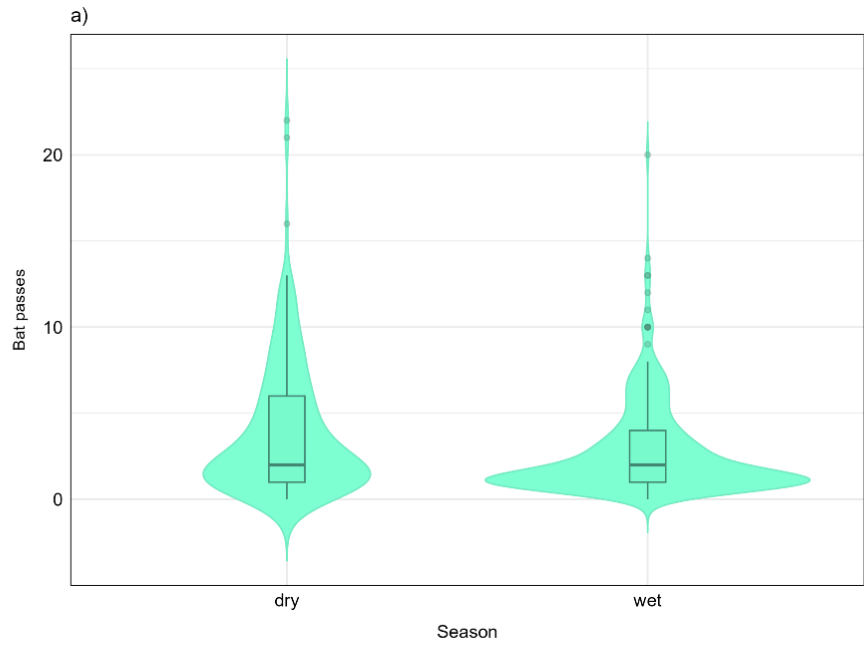
**Fig. 4** Results of linear discriminant analyses (LDA) for the families Vespertilionidae, Emballonuridae, and Molossidae. The Vespertilionidae family presented a group, labeled here as vesp1, while the Molossidae family presented a group, labeled as mol1, for insectivorous bats from the Brazilian Cerrado, Brasília.



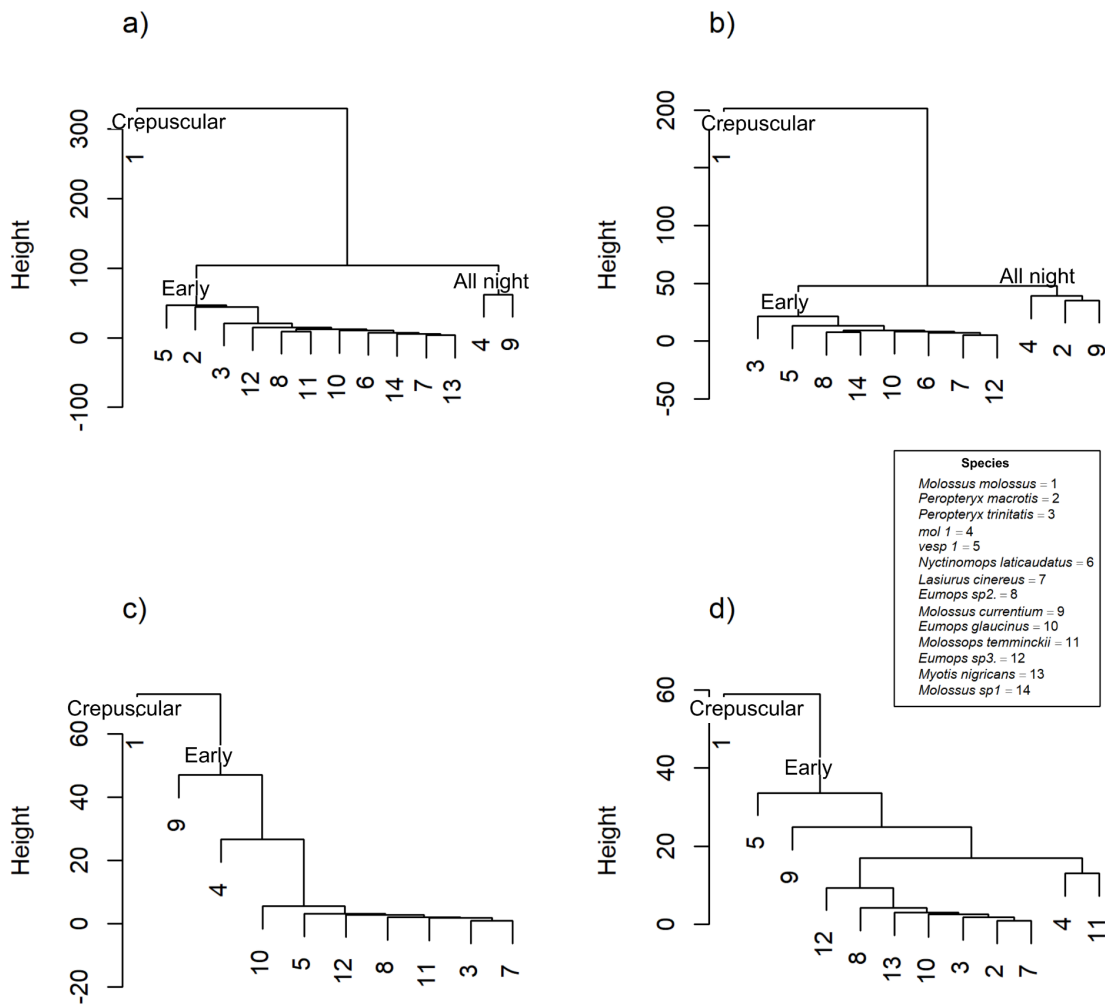
**Fig. 5** General activity and activity by habitat of bats per hour of recording in the Brazilian Cerrado, Brasília.



**Fig. 6** Plot of the best fitted model considering moon phase, season, and urbanization index as predictors of bat activity in the Brazilian Cerrado, Brasília. The shaded area represents a 95% confidence interval for the trend line.  $R^2m$  = marginal  $R^2$ ,  $R^2c$  = conditional  $R^2$ .



**Fig. 7** Bat passes in different conditions within the Brazilian Cerrado, Brasília: (a) Comparison of bat passes between the dry and wet seasons; (b) Comparison of bat passes during full moon and new moon nights; (c) Interaction of moon phase and season on bat passes across the three sampled habitats.



**Fig. 8** Results of the unweighted pair group method with arithmetic mean (UPGMA) showing similar patterns of bat activity by time of night in the Brazilian Cerrado, Brasília. (a) Overall pattern of bat activity across all habitats; (b) Bat activity pattern in urban areas; (c) Bat activity pattern in suburban areas; (d) Bat activity pattern in natural areas. The numbers represent the different bat species in this study, specified in the legend on the right.

### Occupancy and Detectability Models

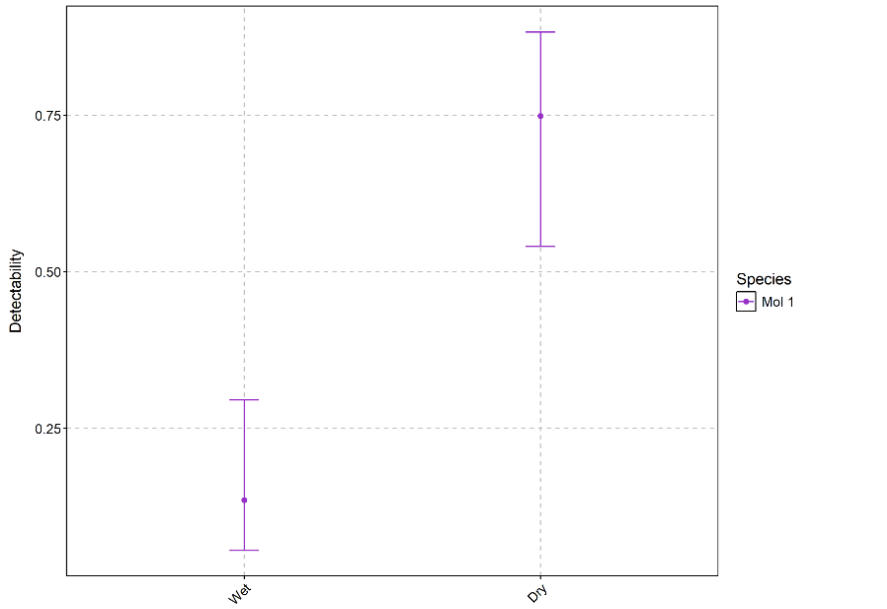
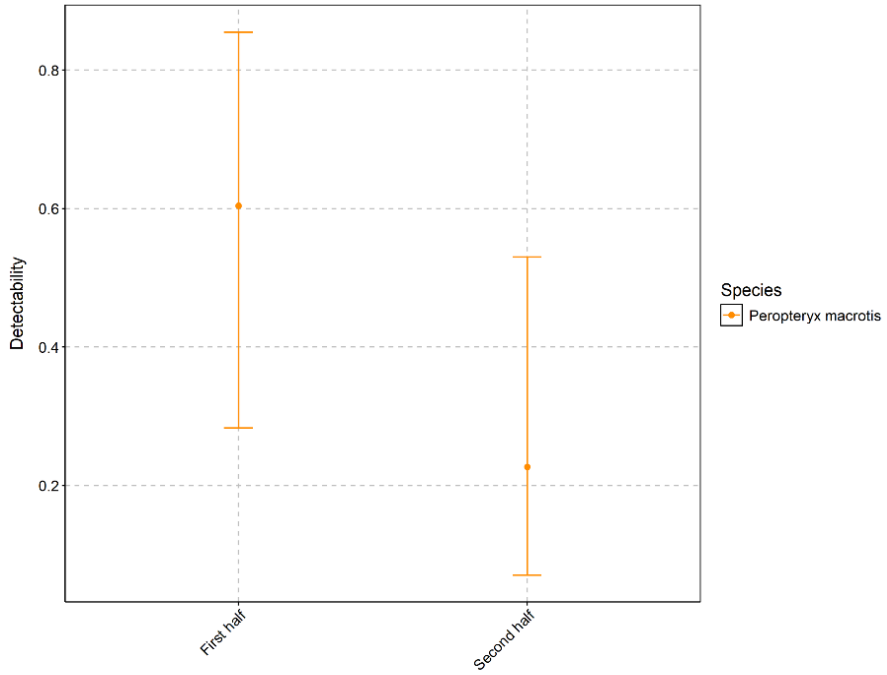
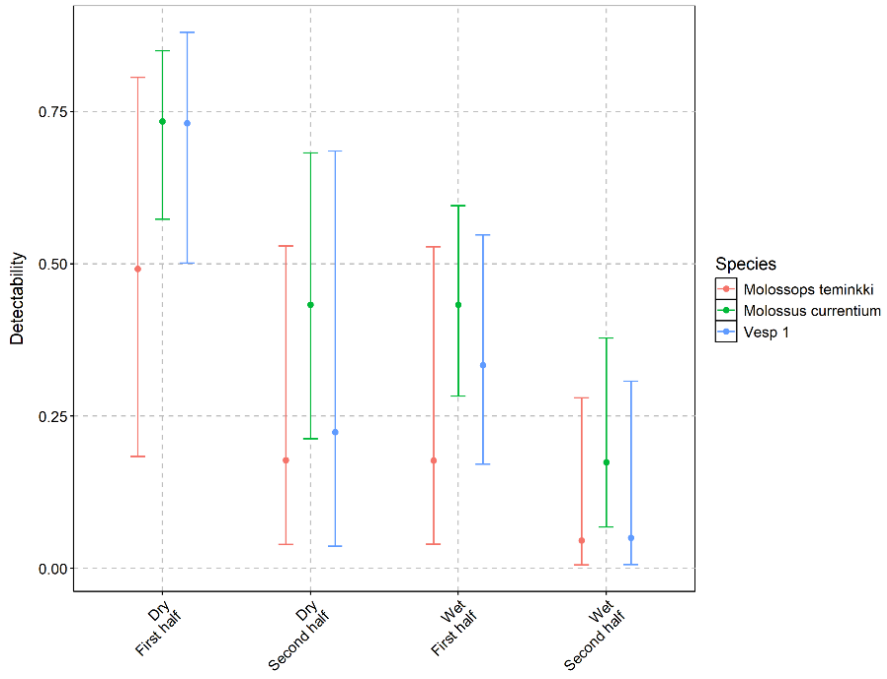
Two species (*Eumops* sp2. and *Eumops* sp3.) had the null model as the best fit, indicating that none of the variables significantly affect the occupancy and detection patterns of these species. Among the other species, *M. temminckii* was the only one whose occupancy was negatively affected by urbanization (as defined by the urbanization index), suggesting a higher probability of occupancy in less urbanized sites. For the remaining species, urbanization was not a significant variable for occupancy; however, the variables season of the year and half of the night can affect detection (Table 3). The detectability models for *Eumops glaucinus* and *Molossus molossus* showed lack-of-fit, with p-values < 0.05 and  $\hat{c} > 1$ , indicating overdispersion of the data. Therefore, we plotted the detection probabilities only for the remaining species (Fig. 9).

**Table 3.** Models of initial occupancy ( $\psi$ ), evasion ( $\epsilon$ ), establishment ( $\gamma$ ), and detection ( $p$ ) for aerial insectivorous bats from the Brazilian Cerrado, Brasília. The models are the best adjusted according to the Akaike Information Criterion for small samples (AICc) and  $\Delta$  AICc for species that had more than one model with  $\Delta$  AICc < 2. The table includes model weight (Weight), number of parameters (K), goodness-of-fit probability (p-value) and estimates of the overdispersion parameter ( $\hat{c}$ ). Variables included are urbanization index (urb), half of the night (half), and season (season).

Species	Model	K	AICc	$\Delta$ AICc	Weight	p value	$\hat{c}$
<i>Eumops glaucinus</i>	$\psi(\cdot)\gamma(\cdot)\epsilon(\cdot)p(\text{season}+\text{half})$	6	129.96	0	0.96	0.0022	11.35
<i>Molossops temminckii</i>	$\psi(\text{urb})\gamma(\cdot)\epsilon(\cdot)p(\text{season}+\text{half})$	5	57.77	0	0.9	0.067	1.91
<i>Molossus currentium</i>	$\psi(\cdot)\gamma(\cdot)\epsilon(\cdot)p(\text{season}+\text{half})$	6	159.27	0	0.43	0.1575	1.27
	$\psi(\cdot)\gamma(\cdot)\epsilon(\cdot)p(\text{half})$	5	159.49	0.22	0.39	0.051	1.49
Vesp 1	$\psi(\cdot)\gamma(\cdot)\epsilon(\cdot)p(\text{season}+\text{half})$	6	124.92	0	0.49	0.5819	0.86
	$\psi(\cdot)\gamma(\cdot)\epsilon(\cdot)p(\text{half})$	5	125.47	0.54	0.37	0.1658	1.28
<i>Peropteryx macrotis</i>	$\psi(\cdot)\gamma(\cdot)\epsilon(\cdot)p(\cdot)$	4	73.42	0	0.51	-	-
	$\psi(\cdot)\gamma(\cdot)\epsilon(\cdot)p(\text{half})$	5	74.14	0.72	0.36	0.3428	1.12
Mol 1	$\psi(\cdot)\gamma(\cdot)\epsilon(\cdot)p(\cdot)$	4	144.07	0	0.44	-	-
	$\psi(\cdot)\gamma(\cdot)\epsilon(\cdot)p(\text{season})$	5	144.31	0.24	0.39	0.3157	1.08

<i>Molossus</i>	$\psi(\cdot)\gamma(\cdot)\varepsilon(\cdot)p(\text{season}+$						
<i>molossus</i>	half)	6	129.96	0	0.96	0.0016	11.36





**Fig. 9** Detectability of aerial insectivorous bats in the Brazilian Cerrado, Brasília. The top figure shows the probability of detection for the species *Molossops temminckii*, *Molossus currentium*, and the Vesp 1 cluster for the first and second half of the night in the dry and wet seasons. The middle figure shows the detection probability of the species *Peropteryx macrotis* for the first and second half of the night. The bottom figure shows the detection probability of the Mol 1 cluster for the wet and dry seasons.

## Discussion

Our hypothesis that activity patterns would differ along the urban-natural gradient, with higher activity in urban areas, was confirmed. The study demonstrated variation in bat activity based on habitat, with the highest number of passes in urban areas, as modeled by the urbanization index (see Fig. 6). This pattern has been previously observed in vespertilionid species, where bats were more active near major urban centers and less active in rural areas (Gehrt and Chelsvig 2004). Stanley et al. (2023) also observed that in urban areas, vespertilionids are more associated with tree-lined streets than non-tree-lined streets, highlighting the importance of plant structures for the group. Similarly, molossid bats have shown more significant activity in urban areas than in non-urban areas (Jung and Kalko 2011; Rodríguez-Aguilar et al. 2017). However, contrary to our findings, Rodríguez-Aguilar et al. (2017) did not observe an apparent change in overall insectivorous bat assemblage activity between urban and non-urban areas. This discrepancy may arise from high vespertilionid activity in non-urban areas balancing the high molossid activity in urban areas.

Most bats in our study are considered open-area aerial foragers, which could explain their higher use of urbanized areas, as observed by Avila-Flores and Fenton (2005), Jung and Kalko (2011), and Threlfall et al. (2011). However, a study conducted in green and urban areas of a city located in the Atlantic Forest biome, Brazil, by Almeida et al. (2022) demonstrated an increase in the activity of aerial insectivorous bats in large green areas (> 30 ha), primarily for edge foraging bats, but also for open area foraging bats, when compared to non-green areas, differing from our observations. This demonstrates how different environments, such as forest and savanna biomes, impose different pressures on aerial insectivorous bats, which behave differently in these environments.

In Germany, aerial insectivorous bats demonstrated an apparent change in behavior across an urban-rural gradient, with greater diversity in non-urbanized areas and changes in

activity levels in each class of environment, with most species showing more significant activity in non-urbanized areas (Starik et al. 2024). These different results raise questions about how the growth of urbanization can truly impact bats. In England, a study modeled bats' activity and habitat selection in scenarios of increased urbanization and discontinuous vegetation cover, demonstrating that most species would show a reduction in activity in highly urbanized areas (Gili et al. 2020). This highlights the need to plan more biodiversity-friendly cities with green areas to preserve bats' diversity and different characteristics. Such planning should be a priority for politicians and managers, as green areas, such as trees, can enable the presence of aerial insectivorous edge-foraging bats in urban landscapes (Parsons et al. 2024), which can also serve as shelter for species with forest habits (Bergeson et al. 2020). Ensuring a healthier assembly of bats enables the whole exercise of their ecosystem services.

Our results show two peaks in insectivorous bat activity (Fig. 5), with the central peak occurring in the early hours after sunset, both in general activity and within each habitat type defined in this study. The general activity pattern of these bats, with a peak in the early evening, is well-documented across various locations (Kunz 1973; Scanlon and Petit 2008; Schimpp et al. 2018; Li et al. 2020). The secondary activity peak in the final hour of our study can be attributed to the high activity of *Molossus molossus*, as indicated by its prominence in the dendrogram (Fig. 8a). This species exhibited crepuscular behavior, and it is known that some bat species have more than one activity peak during the night (Li et al. 2020; Rivero-Monteagudo and Mena 2023), highlighting the importance of understanding species-specific patterns in landscape use by bats.

In an urban-rural landscape of Peru, aerial insectivorous bats demonstrated changes in species-specific activity patterns depending on the environment, with a more significant overlap of activity patterns in rural areas (Rivero-Monteagudo and Mena 2023). In our study, there is no evident change in the activity pattern of the bat assemblage across the urban-natural gradient. However, we also observed species-specific changes in the activity pattern between different habitats, as discussed later. We also emphasize that several other factors may be influencing the activity of insectivorous bats. Temporal partitioning depending on the acoustic niche (low, medium, and high-frequency bats) is already known (Beike et al. 2021). The phase of the moon can also generate changes in the activity patterns of different species, mainly reducing activity on full moon nights and creating a more significant peak in

the first hours of this phase compared to the new moon (Vázquez et al. 2020). Our study also suggests an effect of the moon phase on the activity of insectivorous bats in the Cerrado. Also, altitudinal gradients (Arias-Aguilar et al. 2020) and temperature (Pretorius et al. 2020) influence bat habitat use and behavior. Therefore, it is crucial to investigate and understand how these other factors affect bats in urban areas in future studies.

Contrary to our hypothesis, higher activity was observed in the dry rather than the rainy season (Fig. 7a). Rain can hinder bat flight, reducing overall activity on rainy nights and potentially altering activity peaks (Appel et al. 2019; Perks and Goodenough 2020). Some vespertilionid species exhibit lower activity during rainy seasons (LaVal and Lawton 2021) and may reduce the number of passes per night with increased precipitation (Erickson and West 2002). This decrease in activity during rainy seasons can be attributed to increased metabolic costs during wet flight, which can double the cost compared to dry flight (Voigt et al. 2011). The atmospheric attenuation of echolocation calls with increased humidity makes flight and foraging more challenging (Griffin 1971), and even the sound of rain can alter bat emergence times (Geipel et al. 2019). Additionally, the moon's effect was more pronounced during the dry season, likely because bats cannot increase activity during the new moon in rainy conditions. Flying during rainy periods is more complex and costly, so reducing activity during rainy periods may be advantageous.

Another factor that could increase activity during dry periods is the extended search time for food, which may be less available during the dry season (Wolda 1980). An increase in the activity of aerial insectivorous bats such as *M. molossus* and *Myotis nigricans* during the dry season over rice fields has been observed in Venezuela (Azofeifa et al. 2019), likely because these fields are a good source of prey during the dry season. However, analyzing species-specific responses during rainy periods and under different rain intensities would be interesting, as some bats, like *Lasiurus cinereus semotus*, maintain activity during light rain (Belwood and Fullard 1984). Furthermore, open-space aerial insectivorous bats demonstrate more significant activity in riparian areas during the dry season (the season in which the study was conducted), showing that the interaction between relative humidity and different habitats affects group activity (da Costa et al. 2021). This raises the question of whether the bats in our study exhibit greater activity in urban areas during the dry season due to possible displacement to regions with more bodies of water. These regions serve as breeding grounds for various insects and can provide water and food for these bats (Zukal and Reháč 2006;

Hagen and Sabo 2011). Brasília, a city with a large lake and urban areas with water sources such as swimming pools, reflecting pools, and even domestic animal containers, may contribute to this phenomenon.

The breeding season also affects bats' activity patterns. Bats may be more active throughout the night during reproductive periods due to the greater energetic demand imposed by reproduction, as observed in South Africa (Pretorius et al. 2020). Our bats may be more active during the dry season because it is a reproductive period for the group, as observed for *Molossus molossus* in Colombia, which showed peaks of pregnancy in the dry season and births at the beginning of the rainy season (Silva-Duarte et al. 2023).

Our results indicate a possible lunar phobia in aerial insectivorous bats in the Cerrado, evidenced by the higher number of passes during the new moon (Fig. 7b). Analyzing boxplots by season and habitat shows increased average passes and higher pass values, especially in suburban and natural areas, during the new moon. This supports the hypothesis of reduced activity on full moon nights in less urbanized areas. Urban areas likely have higher levels of artificial light at night (ALAN) (Barré et al. 2022), which can overshadow the effect of moonlight on bats. Bats may ignore the predation risk associated with higher illumination (Jones and Rydell 1994) due to potentially lower predator numbers in these areas (Sorace and Gustin 2009), maintaining activity regardless of moonlight (Scanlon and Petit 2008). In the USA, an interaction between the phase of the moon and ALAN was demonstrated, with a decrease in activity on more moonlit nights. For some species, ALAN masked the effect of the moon phase, and in general, ALAN negatively affected bat activity over a decade (Li et al. 2024). However, in our study, bats maintained a very similar pattern of activity in urban areas regardless of the phase of the moon (see Fig. 7c), suggesting masking of the moon phase by ALAN. In less urbanized areas, where ALAN less influences bats, they may be more aware of increased moonlight. This could be associated with higher predation risk or not (Lima and O'Keefe 2013). Bats exposed to moonlight may change foraging areas, as observed in the insectivorous bat *Nyctalus noctula* (Roeleke et al. 2018), which shifted its activity pattern from forests to more open areas, reducing passes in forested areas. In the Brazilian Amazon, it was seen that the availability of prey in forested areas is more determinant for bat activity than the risk of predation, and only a few species had their activity affected by the moon (Appel et al. 2023). Therefore, a more detailed analysis of the behavior of each species would help to understand the real effects of the moon on bat activity,

highlighting the importance of new studies in the Cerrado that investigate the availability of food resources and the risk of predation for aerial insectivorous bats in urban and natural areas.

Lunar phobia has been observed in other aerial insectivorous bats in Costa Rica, with reduced vespertilionid activity on brighter nights (around the full moon) (LaVal and Lawton 2021). However, different species may respond differently to moonlight. In Brazil, *Pteronotus rubiginosus* and *Saccopteryx leptura* have increased activity on brighter nights, while *Myotis riparius* showed higher activity on darker nights (Appel et al. 2019). *Peropteryx kappleri* and *Peropteryx macrotis* showed lower activity on brighter nights, while *Pteronotus gymnonotus*, *Cormura brevirostris*, and *M. molossus* increased activity in French Guiana (Gomes et al. 2020). A meta-analysis suggests that lunar phobia is more likely in tropical bats although the relationship is weak (Saldaña-Vázquez and Munguía-Rosas 2012). In Poland, a temperate region, lunar phobia was rejected for six species of swarming bats (Apoznański et al. 2024), reinforcing the greater likelihood of lunar phobia occurring in tropical regions. However, the study by Saldaña-Vázquez and Munguía-Rosas (2012) does not suggest lunar phobia for open-area foraging insectivores, which face lower predation risk compared to bats with other foraging strategies due to their high flight speed, characteristic of most species we recorded. In Kenya, evidence was found for the effect of season, habitat, and time of day on the activity of aerial insectivorous bats in open spaces. However, no effect of moonlight on activity was observed (Musila et al. 2019), in line with what was proposed by the meta-analysis by Saldaña-Vázquez and Munguía-Rosas (2012).

In our study, there is also the possibility that factors other than predation risk are causing reduced bat activity on brighter nights, such as insect availability. It has been shown that insects are more captured on new moon nights than full moon nights (Williams and Singh 1951). Urban areas with more ALAN may attract insects to illuminated posts (Owens and Lewis 2018), increasing insect availability and bat activity around these insect aggregations. Investigating species-specific behaviors about moonlight, quantifying prey availability, and describing bat foraging behavior in areas with ALAN would elucidate the effects of these factors on aerial insectivorous bat behavior.

The dendrograms generated by UPGMA (Fig. 8) show crepuscular behavior for *M. molossus*, as observed in other parts of Brazil, where the species shows a peak of activity

after sunset (Esbérard and Bergallo 2010; Costa et al. 2011). As observed in this study, the species exhibits crepuscular behavior in Panama, concentrating activity after sunset and before sunrise (Holland et al. 2011) and also in Trinidad and Tobago (Chase et al. 1991). *Molossus molossus* maintained its crepuscular behavior regardless of habitat, with high activity levels, showing a conspicuous activity pattern compared to other species. *Peropteryx macrotis* was recorded in natural and urban habitats, with a behavioral change in urban areas where its activity was well-distributed throughout the night. This behavior has also been recorded in French Guiana but in a forested area (Gomes et al. 2020). In our natural areas, the species showed a pattern more similar to other species, with activity concentrated in the early hours of the night, suggesting possible differences in food availability between natural and urban areas or interspecific competition, altering its activity time to reduce competition with other species.

The Mol 1 grouping and *M. currentium* showed activity throughout the night in urban areas. Molossids are mostly open-area aerial foragers, and all-night activity has been observed in the Brazilian Pantanal, where the group shows a peak of activity in the early evening but maintains activity levels throughout the night in different habitats (da Costa et al. 2021). Like *P. macrotis*, *M. currentium* and Mol 1 changed their behavior in suburban and natural areas, showing activity patterns more similar to other species, concentrated in the early night hours.

Like most species in urban areas but less similar in natural areas, the Vesp 1 grouping showed noticeable changes in activity patterns. The increased activity, represented by greater height in the dendrogram, is closer to *M. molossus*, suggesting a nearly crepuscular pattern for Vespertilionidae in natural areas. Some vespertilionid bat species change their activity patterns between urban and non-urban environments (Schimpp et al. 2018). This change is expected as bats may interpret urban and non-urban landscapes differently due to habitat heterogeneity, varying resource availability, and pressures, leading to behavioral changes in species occupying these different habitats.

Our last hypothesis was partially corroborated. The urbanization index was not a good predictor of the occupancy of bat species in this study, suggesting that other factors influence habitat selection by Cerrado aerial insectivorous bats. This result contrasts with other studies showing that forest areas or areas with greater vegetation cover are less occupied by aerial

insectivorous bats in the USA (Bender et al., 2015; Pauli et al., 2017). Nonetheless, some urbanization-related factors, such as noise, negatively affect bat occupancy in the USA (Lehrer et al., 2021). However, the first half of the night and the dry season were good predictors of the detectability of these bats. Therefore, if there is a need for quick access to the group's biodiversity, such as in studies to define priority areas for conserving the Cerrado, we suggest concentrating sampling efforts in the early hours of the night and during the dry season. According to our results, the probability of detecting species in the area will be greater.

We emphasize the need for additional studies on other groups of bats in urban areas of the Cerrado, given the great diversity of these animals in the biome (Aguiar et al., 2016). Future research should also explore effects not addressed in this study that may impact insectivorous bats in urban areas, such as noise pollution (Schaub et al., 2018; Jiang et al., 2019), the effects of artificial light at night (ALAN) on these groups (Cravens and Boyles, 2019; Barré et al., 2022), canopy cover, which positively affects several species in urban environments (Bailey et al., 2019), and roads and green spaces, which can negatively and positively affect the group, respectively (Callas et al., 2024). Additionally, it would be interesting to measure the risk of predation by opportunistic urban predators (Ancillotto et al., 2013; Mikula et al., 2013) and the effects of the heterogeneity of the urban matrix on the movement of these animals (Jung and Kalko, 2011) for a more complete and in-depth understanding of the impacts of urbanization.

Knowing that different guilds of aerial insectivorous bats respond differently to urbanization (Jung and Kalko, 2011; Flemming et al., 2024), these bats are a resilient model in urban areas to investigate the impacts of urbanization on biodiversity (Gutiérrez-Granados and Rodríguez-Zúñiga, 2024). Finally, it is essential and a public health concern to understand the patterns of activity and habitat use by these bats due to the group's potential for disease transmission in urban areas. Bats can use bodies of water close to cities and eventually encounter other mammals, increasing the chances of rabies transmission (Hastings et al., 2024). Aerial insectivorous bats typically show low acceptance of infected individuals with the virus, but interspecific infection is a reality and a reason for attention (Pinero et al., 2012). However, the Neotropical region is known for having low investment in research and pathogen surveillance, in addition to a delay in identifying pathogens transmitted by bats (Rico-Chávez et al., 2024).



We also emphasize the importance of adapting residences, even minimally, to coexist healthily with bats, which is an excellent starting point (Caiza-Villegas et al., 2024). This requires effort and investment from stakeholders, such as local governments, companies, NGOs, and community groups, in educating the public about the importance of bats to humans, reducing prejudices surrounding these animals, and adapting cities to accommodate them (Obudulu et al., 2024). This is particularly important given the potential of these species as agricultural pest controllers in Brasília (Aguiar et al., 2021) and Brazil as a whole. However, more significant investment in technological methods for accessing the group's biodiversity, valuation of ecosystem services, population monitoring, and environmental education is necessary, with incentives and collaboration among different sectors of society (Carvalho et al., 2024).

In conclusion, species from the family Molossidae, which are aerial insectivorous bats, showed increased activity in urban areas in the study region, indicating an adaptation to urban environments. Understanding species-specific habitat use is crucial, as bat activity is influenced by season, with higher activity during the dry season, and by night lighting, with more activity on darker nights. Urban areas are essential for open-area aerial bats, while green spaces and natural areas may be more critical for other aerial foragers. Understanding bat activity patterns is vital for public health, particularly in managing species that can serve as rabies virus reservoirs. This study provides valuable insights for urban planning to create biodiversity-friendly cities, preserving bats' ecological roles as pest controllers and disease vectors amidst increasing urbanization.

## **Versão em Português**

### **Agradecimentos**

C. de Aguiar Silva expressa sua gratidão à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida através do Programa de Excelência Acadêmica (PROEX) durante este estudo (Número do processo: 88887.670747/2022-00). L. M. S. Aguiar agradece ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de produtividade em pesquisa (Número do processo: 309893/2023-2). Este apoio financeiro foi essencial para a conclusão bem-sucedida da nossa pesquisa.

## **Resumo**

A urbanização é um dos mecanismos mais abruptos de mudança no uso da terra. Esse processo pode gerar impactos significativos na biodiversidade, e seus efeitos nos padrões de atividade dos morcegos precisam ser mais explorados devido à importância desses animais no controle de populações de insetos e na manutenção do equilíbrio ecológico. Este estudo tem como objetivo avaliar e descrever os padrões de atividade de morcegos insetívoros no Cerrado, usando variáveis ambientais como fase da lua (cheia e nova), estação (seca e chuvosa) e o nível de urbanização. O nível de urbanização foi definido por meio de um índice de urbanização e então classificado em habitats urbanos, suburbanos e naturais para elucidar os impactos desse processo nas comunidades biológicas. Usamos registradores ultrassônicos para amostrar morcegos insetívoros e contamos passagens para medir a atividade nas áreas de estudo. Uma diminuição na atividade de conjuntos aéreos de morcegos insetívoros no Cerrado foi observada com a diminuição da urbanização. Além disso, os morcegos exibiram maior atividade durante as estações secas e menor atividade durante os períodos de lua cheia, sugerindo fobia lunar. Identificamos efeitos significativos do horário da noite e da estação do ano na detectabilidade desses morcegos, com maior probabilidade de detecção na primeira metade da noite e durante a estação seca. Entender esses padrões em áreas urbanas é crucial no contexto de cidades em expansão. Esse conhecimento auxilia na manutenção e proteção de espécies de morcegos insetívoros que são fundamentais para o equilíbrio dos ecossistemas e o fornecimento de serviços ecossistêmicos essenciais em áreas urbanas e naturais do Cerrado.

**Palavras-chave:** bioacústica, atividade de morcegos, morcegos insetívoros, fobia lunar, habitats urbanos, suburbanos e naturais.

## **Introdução**

A urbanização, um dos principais impulsionadores da mudança no uso da terra, afetou significativamente a vida selvagem ao transformar habitats, paisagens e clima (Kalnay e Cai 2003). Ela resulta em uma perda mais permanente em comparação a outros processos antropogênicos de alteração de habitat, muitas vezes levando à extinção local da maioria das espécies nativas (McKinney 2002; Vale & Vale 1976). Isso ressalta a necessidade urgente de investigar o impacto da urbanização nos padrões de atividade dos morcegos insetívoros aéreos do Cerrado e avaliar a influência das estações e fases lunares em sua atividade em ambientes cada vez mais urbanizados.

Os morcegos desempenham um papel crucial como provedores de serviços ecossistêmicos, principalmente devido aos seus diversos hábitos alimentares (Kunz et al. 2011). Morcegos insetívoros, por exemplo, podem capturar de 25 a 50% de seu peso corporal em insetos, atuando como controladores significativos de pragas agrícolas em ambientes rurais (Aguiar e Antonini 2008) e áreas urbanas (Aguiar et al. 2021), bem como controladores de insetos vetores de doenças em ambientes urbanos (Reiskind e Wund 2009). Esses morcegos usam a ecolocalização para orientação espacial e aquisição de presas (Schnitzler e Kalko 2001), facilitando o registro acústico de espécies de morcegos insetívoros por meio de suas vocalizações.

A bioacústica é uma ferramenta poderosa de amostragem que permite acesso rápido à biodiversidade em diferentes ambientes (Machado et al. 2017; Ochoa et al. 2000). Além de ser um método não invasivo, permite análises rápidas e automatizadas de comunidades biológicas e paisagens (Sueur e Farina 2015). Ao registrar vocalizações de morcegos com gravadores ultrassônicos, é possível avaliar a diversidade desses animais (Arias-Aguilar et al. 2018) e identificar áreas de alta atividade ou forrageamento frequente por meio da detecção de zumbidos de alimentação, que são distinguíveis de outras partes da sequência de ecolocalização (Acharya e Fenton 1992).

No entanto, a fragmentação do habitat causada pela urbanização pode afetar diretamente a atividade dos morcegos e os padrões de uso do habitat (Yates e Muzika 2006). A urbanização, como um dos principais impulsionadores da fragmentação do habitat e da mudança no uso da terra, pode influenciar significativamente esses padrões. Embora algumas espécies de morcegos, conhecidas como espécies tolerantes e sinúrbicas, sejam abundantes

em ambientes urbanos, a riqueza geral de espécies tende a diminuir com o aumento da urbanização, levando ao desaparecimento de muitas espécies das áreas urbanas (Russo e Ancillotto 2015). Além disso, morcegos frugívoros como *Artibeus planirostris* preferem áreas com maior densidade de vegetação (Silveira et al. 2018). Isso levanta a questão de se espécies de morcegos insetívoros também podem ter seus padrões de ocupação influenciados pela estrutura ambiental (Hein et al. 2009).

Vários fatores podem influenciar estudos sobre morcegos. Por exemplo, a estação reprodutiva, que coincide com épocas específicas do ano, pode afetar a detecção de morcegos e influenciar diretamente sua atividade (Hein et al. 2009). A atividade dos morcegos também varia ao longo da noite (Hayes 1997), tornando o momento das gravações crucial para entender seus padrões de comportamento noturno. Além disso, sabe-se que a fase lunar afeta a detecção de morcegos, com aumento da fobia lunar — menor atividade noturna em noites com maior iluminação lunar — servindo como um mecanismo para reduzir o risco de predação em ambientes tropicais (Fenton et al. 1977; Saldaña-Vázquez & Munguía-Rosas 2012). Assim, os morcegos servem como um excelente modelo para estudar os impactos da urbanização em conjunto com variações ambientais e estrutura da paisagem urbana.

Em 2019, a Comissão Global de Adaptação recomendou a adaptação das cidades às mudanças ambientais com soluções baseadas na natureza (NBS), um termo cunhado pela IUCN. Entre essas recomendações está a necessidade de aumentar a compreensão do valor da natureza e das espécies para melhorar a adaptação das cidades às mudanças climáticas e torná-las mais receptivas à biodiversidade. O Distrito Federal (DF), lar da capital do Brasil, Brasília, apresenta uma grande área urbana com vários espaços verdes, incluindo parques urbanos e Áreas Protegidas, federais e privadas. Além disso, as áreas urbanas do Distrito Federal são cercadas por uma matriz rural (Rivero 2019). Devido a essas condições únicas, as áreas verdes de Brasília abrigam espécies ameaçadas, como o morcego do Cerrado (*Lonchophylla dekeyseri*) (Aguiar et al. 2014). A importância dos espaços verdes em centros urbanos para a preservação de morcegos insetívoros foi demonstrada, por exemplo, em Recife, Pernambuco (de Araújo e Bernard 2016).

Brasília apresenta um excelente modelo para a criação de cidades favoráveis à vida selvagem com maior investimento em soluções baseadas na natureza (NBS). Os morcegos são os mamíferos com maior número de espécies no Cerrado (Aguiar et al. 2016), destacando

a urgência de compreender os efeitos da urbanização na atividade das espécies de morcegos do Cerrado. A urbanização pode prejudicar seus papéis biológicos, consequentemente afetando os serviços ecossistêmicos que eles fornecem, como o controle de pragas agrícolas, mesmo em áreas urbanas (Aguiar et al. 2021). Isso é particularmente importante para a matriz agrícola do Distrito Federal, pois os morcegos contribuem para a polinização e dispersão de sementes (Kunz et al. 2011). Além disso, os morcegos são reservatórios conhecidos do vírus da raiva em áreas urbanas (Ribeiro et al. 2018). Entender seus padrões de ocupação e atividade é essencial, pois essas informações podem auxiliar no manejo de espécies e potencialmente influenciar o manejo da saúde pública.

Este estudo tem como objetivo entender e definir os padrões de atividade da assembleia aérea de morcegos insetívoros do Cerrado ao longo de um gradiente urbano-natural. Além disso, busca avaliar se as estações do ano afetam a atividade desses morcegos e se eles apresentam fobia lunar. Por fim, investigaremos se a urbanização afeta a ocupação de morcegos insetívoros e como as variáveis ambientais (fase da lua, estação do ano), além do período noturno (primeiro semestre e segundo semestre), afetam a detectabilidade desses morcegos.

Com base em estudos recentes no México (Rodríguez-Aguilar et al. 2017) e nos Estados Unidos (Gehrt e Chelsvig 2004), esperamos corroborar os seguintes resultados: i) Os padrões de atividade serão diferentes ao longo do gradiente urbano-natural, com maior atividade em áreas urbanas, pois estas são comumente usadas por morcegos forrageadores em áreas abertas (Avila-Flores e Fenton 2005; Threlfall et al. 2011), que podem se beneficiar de abrigos e fontes de alimento nesses ambientes. ii) Espera-se maior atividade durante a estação chuvosa, pois este é o período de maior disponibilidade de presas (Wolda 1980) para esses morcegos. iii) A atividade mais alta de morcegos é antecipada durante a fase de lua nova, assumindo uma redução no risco de predação que pode ocorrer devido a gatos domésticos predando morcegos em morcegos, usando casas e outras estruturas humanas como abrigos (Ancillotto et al. 2013) e pássaros oportunistas (Mikula et al. 2013). Espera-se que esse efeito seja mais pronunciado em áreas menos urbanizadas, onde os morcegos podem perceber o luar mais facilmente devido à redução da luz artificial à noite (ALAN) (Barré et al. 2022). iv) Espera-se que a urbanização afete positivamente a ocupação de morcegos insetívoros aéreos, pois ambientes mais complexos e fechados, como as áreas naturais neste estudo, podem impor limites ao voo e à alimentação (Bender et al. 2015; Pauli et al. 2017). Por fim,

esperamos que a lua nova (Silveira et al. 2018), a estação chuvosa (MacSwiney et al. 2009) e a primeira metade da noite (Hayes 1997) afetem positivamente a detectabilidade de morcegos insetívoros.

## **Materiais e métodos**

### *Área de estudo*

O estudo foi conduzido em Brasília, Distrito Federal, Brasil. Quinze pontos de amostragem selecionados aleatoriamente se estenderam de uma área urbana (Asa Sul) em direção a uma área natural (Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de Veado — APA), abrangendo regiões com vários graus de urbanização (Fig. 1). Os pontos de amostragem foram espaçados aproximadamente 3 km para minimizar a sobreposição potencial de gravações acústicas. A atividade dos morcegos foi avaliada pela análise de gravações de vocalização nesses locais, que representavam diferentes níveis de urbanização.

### *Análise do grau de urbanização*

Um buffer com um raio de 1,5 km foi estabelecido para cada ponto de amostragem. O grau de urbanização foi determinado com base na impermeabilidade do solo, verificada usando imagens de satélite. As coordenadas dos pontos de amostragem foram usadas para gerar arquivos .kml com uma função no R versão 4.3.3 (R Core Team 2024). Esses arquivos .kml foram então importados para o Google Earth para criar as imagens correspondentes. Cada imagem foi produzida com um raio de 1,5 km e uma altitude de visualização da câmera de 5,5 km (consulte o Recurso Online 1).

As imagens de satélite para cada ponto de amostragem foram processadas usando o software de edição de imagens GIMP (versão 2.10.38). A área dentro do buffer previamente definido foi selecionada e codificada por cores de acordo com cinco classificações de cobertura do solo: edifícios, pavimento, terra, árvores e grama (Fig. 2). Após a classificação, o software contou os pixels e gerou um arquivo .txt com os valores para cada classificação.

As contagens de pixels para cada ponto foram então combinadas em categorias mais amplas: "natural" (árvores e grama), representando áreas permeáveis, e "estradas" (pavimento e terra), representando estradas pavimentadas e de terra. A classificação "edifícios" foi mantida como uma categoria separada devido à sua importância para a presença ou atividade

de morcegos, já que esses animais costumam usar edifícios como poleiros (Aguiar et al. 2021). Assim, áreas impermeáveis foram definidas como pavimento e edifícios.

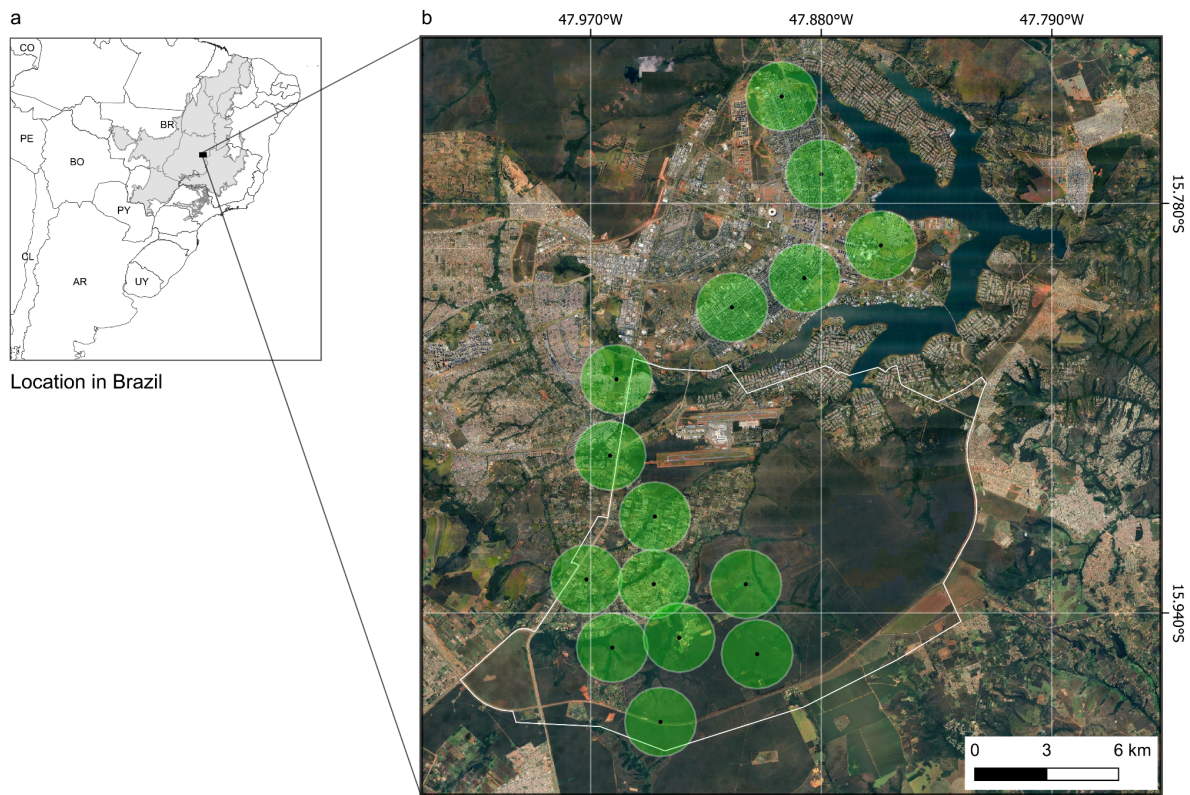


Fig. 1 (a) Localização da área de estudo, com os limites do bioma Cerrado mostrados em cinza. (b) Pontos de amostragem (pontos pretos) e buffers (círculos verdes) para caracterização da área de acordo com a cobertura do solo. A linha branca delimita a Área de Proteção Ambiental (APA) do Gama e Cabeça de Veado.

Uma análise de componentes principais (PCA) foi realizada usando os valores para natural, estradas e edifícios para cada ponto. As variáveis foram centralizadas (subtraindo a média) e dimensionadas (dividindo pelo desvio padrão) para garantir influência igual na análise, independentemente de suas unidades ou variâncias. Os valores do componente principal 1 (PC1) foram usados como um índice de urbanização para classificar as áreas em três categorias de habitat: urbano, suburbano e natural. O algoritmo K-means foi aplicado para agrupar os dados em três grupos. Todas as etapas para criação de imagens, processamento e cálculo do índice seguiram os procedimentos descritos no conjunto de dados urbanization-index no GitHub (LaZerte 2016).

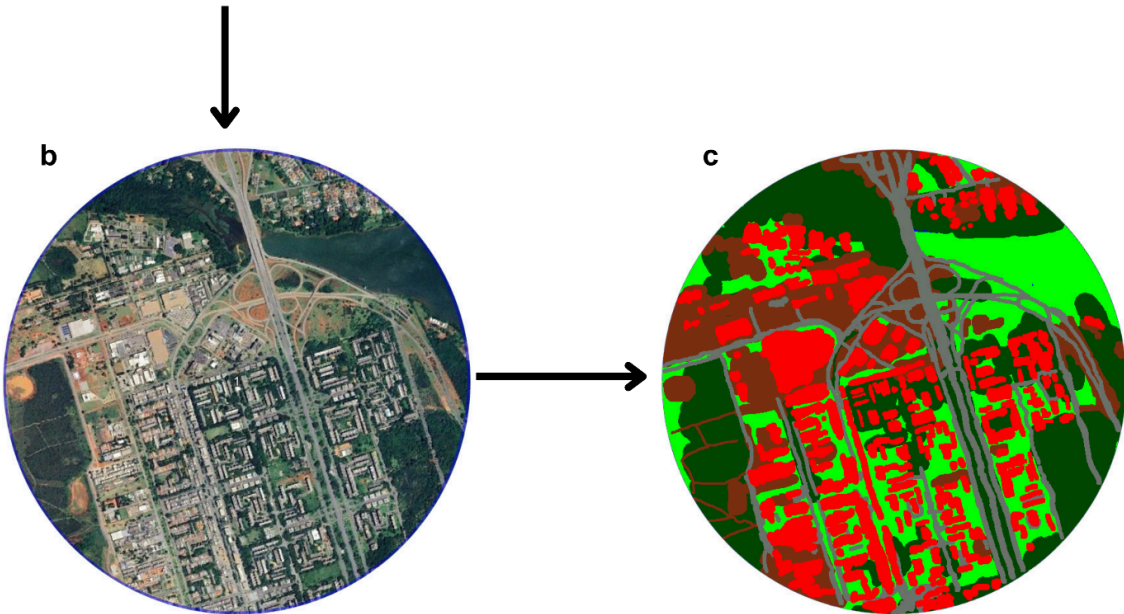
### *Coleta de dados acústicos*

As gravações de morcegos foram feitas usando gravadores AudioMoth (v1.2.0). As gravações foram feitas por 1 minuto a cada 15 minutos, com um intervalo de 14 minutos entre as gravações. Essa estratégia de amostragem foi escolhida para garantir uma cobertura abrangente da atividade dos morcegos durante a noite, já que os morcegos são conhecidos por serem mais ativos durante as primeiras horas após o pôr do sol e antes do nascer do sol. Os arquivos foram salvos no formato WAV com resolução de 16 bits e uma taxa de amostragem de 384 kHz, cobrindo as frequências de ecolocalização de morcegos que provavelmente ocorrem no Cerrado (Aguilar et al. 2016). As gravações começaram 30 minutos antes do pôr do sol e continuaram por 12 horas. A amostragem foi conduzida duas vezes por mês em cada ponto (Fig. 1), com amostragem simultânea em todos os pontos durante as fases de lua nova e lua cheia a cada mês (agosto de 2022 e janeiro de 2023) para testar o efeito do luar na atividade de morcegos insetívoros em diferentes estações (estação seca em agosto e estação chuvosa em janeiro).

### ***Análise de Dados Acústicos***

Após as gravações, os arquivos de som foram analisados em laboratório usando o software RavenPro (versão 1.6, 2024). Os arquivos de som foram usados para identificar e caracterizar a composição da assembleia de morcegos nas áreas amostradas. Para identificação de morcegos, cinco pulsos da fase de busca de cada sequência de pulsos produzida pelo morcego foram selecionados de cada arquivo de 1 minuto. Medidas de duração de pulso, intervalo entre pulsos, frequência de pico, frequência máxima, frequência mínima e largura de banda foram obtidas para cada pulso nas sequências analisadas. Posteriormente, as médias dos cinco pulsos para cada métrica foram calculadas, e a identificação de morcegos foi realizada com base nesses seis parâmetros usando chaves de identificação publicadas (Jung et al. 2007; Barataud et al. 2013; Jung et al. 2014; Hintze et al. 2016; Arias-Aguilar et al. 2018).









Color legend		
 buffer with 1.5 km radius	 pavement	 trees
 building	 dirt	 grass

Fig. 2 a - (a) Imagem do Google Earth antes do corte do buffer. (b) Imagem após o corte do buffer, onde a seleção e classificação dos pixels em edifícios, pavimento, terra, árvores e gramas foi feito. (c) Imagem gerada após classificação e contagem de pixels (legenda colorida para classificações disponível abaixo das imagens b e c). Este processo foi realizado para todos os pontos destacados na Fig. 1.

Espécies com no máximo cinco registros foram excluídas de análises posteriores. Uma análise discriminante linear (LDA) foi conduzida para as espécies restantes para verificar possíveis sobreposições e garantir a identificação correta. A LDA testa se espécies de morcegos pré-determinadas podem ser classificadas com precisão com base em métricas selecionadas (neste caso, parâmetros acústicos). Seguindo Russo e Jones (2002), um limite de discriminação de 0,8 foi usado para considerar passagens satisfatoriamente classificadas como espécies previamente identificadas para análises subsequentes. A LDA foi realizada separadamente para as três famílias identificadas neste estudo: Molossidae, Vespertilionidae e Emballonuridae.

A atividade dos morcegos nas áreas foi determinada pela contagem das passagens de cada espécie em cada ponto de amostragem. Uma passagem foi definida como uma sequência de cinco ou mais pulsos da fase típica de busca de morcegos com pelo menos um intervalo de 1 segundo entre as sequências. Além disso, os zumbidos de alimentação foram contados e uma taxa de zumbido foi calculada, definida como a razão entre o número de zumbidos de alimentação e o número de passagens, para avaliar o uso de áreas como potenciais locais de alimentação para morcegos.

### *Análise estatística*

Para testar a influência da urbanização, estações e fases lunares na atividade dos morcegos, foram conduzidos modelos lineares mistos generalizados (GLMM) com uma família de Poisson. O índice de urbanização, fase lunar e estações foram as variáveis preditoras, e o número de passagens por ponto foi a variável de resposta. Os pontos de amostragem foram tratados como efeitos aleatórios no modelo. Os valores do Critério de Informação de Akaike Corrigido (AICc) para pequenas amostras foram usados para comparar o ajuste de modelos com e sem interações de fatores preditores. A autocorrelação espacial nos modelos foi testada calculando o índice I de Moran dos resíduos do modelo usando a função 'Moran.I' do pacote ape versão 5.5 (Paradis & Schliep 2019).

Para entender melhor a atividade dos morcegos nas áreas, as horas de registro foram classificadas em três períodos de atividade: crepuscular (horas 1 e 12, próximo ao nascer e pôr do sol), atividade precoce (horas 2 a 6) e atividade tardia (horas 7 a 11). O método de grupo de pares não ponderados com média aritmética (UPGMA) foi usado para avaliar a similaridade na atividade horária entre espécies de morcegos com base no número de passagens registradas. Um dendrograma foi criado para apresentar a similaridade dos tempos de atividade entre as espécies. Além disso, para entender as mudanças potenciais nos tempos de atividade das espécies em diferentes habitats, um dendrograma foi criado para cada classe de habitat previamente definida (urbana, suburbana e natural).

### ***Modelos de ocupação e detectabilidade***

Para avaliar o impacto da urbanização na ocupação de morcegos, empregamos um índice de urbanização gerado por meio da análise de componentes principais (PCA). Utilizamos modelos de ocupação multi-estação (MacKenzie et al., 2003) para abordar os desafios de detectar a presença de espécies quando a detectabilidade é menor que 1 (MacKenzie et al., 2002). Esses modelos exigem a estimativa de quatro parâmetros:  $p$  (a probabilidade de detectar uma espécie que ocupa a área);  $\psi$  (a probabilidade de ocupação na primeira estação);  $\epsilon$  (a probabilidade de extinção na estação subsequente); e  $\gamma$  (a probabilidade de colonização na estação subsequente).

A detectabilidade foi modelada usando variáveis como tempo de gravação (primeira metade da noite vs. segunda metade), fase da lua (lua nova vs. lua cheia) e estação (seca vs. chuvosa). Usamos a função “colect” do pacote não marcado em R (Fiske e Chandler, 2011) para gerar modelos de ocupação multi-estação simultâneos. A qualidade do ajuste foi avaliada comparando a estatística qui-quadrado dos modelos com a distribuição de referência gerada por 10.000 simulações e avaliando o parâmetro de superdispersão ( $\hat{c}$ ) conforme sugerido por MacKenzie e Bailey (2004).

Os modelos foram classificados usando o Critério de Informação de Akaike corrigido para amostras pequenas (AICc), e selecionamos apenas os modelos que não mostraram evidências de falta de ajuste (valor de  $p$  GOF  $> 0,05$  e  $\hat{c}$  próximo a 1). O processo de qualidade do ajuste, juntamente com as estimativas de AICc e  $\hat{c}$ , foi conduzido usando o pacote AICcmodavg (Mazerolle, 2015). A ocupação e a detectabilidade foram modeladas apenas para espécies registradas em um mínimo de cinco pontos de amostragem: *Eumops*

glaucus, Eumops sp2., Eumops sp3., Molossops temminckii, Molossus currentium, Vesp 1, Peropteryx macrotis, Mol 1 e Molossus molossus.

## **Resultados**

### ***Índice de urbanização e classificação de pontos de amostragem***

Após a seleção e classificação da cobertura do solo no GIMP, contagens de pixels foram obtidas para cada categoria (consulte o Recurso on-line 1). O primeiro componente principal (PC1) do PCA explicou 94,32% da variação total nos dados originais, sugerindo que a dimensionalidade das três variáveis (natural, estradas e edifícios) pode ser reduzida a um único componente principal (PC1) sem perda significativa de informações. Para mais detalhes sobre os resultados do PCA e a seleção do PC1, consulte o Recurso on-line 1. A matriz de rotação do PC1 indica que a variável natural contribui positivamente para o PC1, enquanto as variáveis estradas e edifícios contribuem negativamente. Isso significa que o PC1 representa uma dimensão em que um aumento na variável natural corresponde a uma diminuição nas variáveis estradas e edifícios. O índice gerado mostra valores mais altos em áreas naturais em comparação com áreas urbanizadas. Após agrupar os valores do PC1 usando o algoritmo K-means, sete pontos foram classificados como habitats urbanos, quatro como suburbanos e quatro como naturais (Fig. 3). Os valores do índice e a classificação de cada ponto são apresentados na Tabela 1.

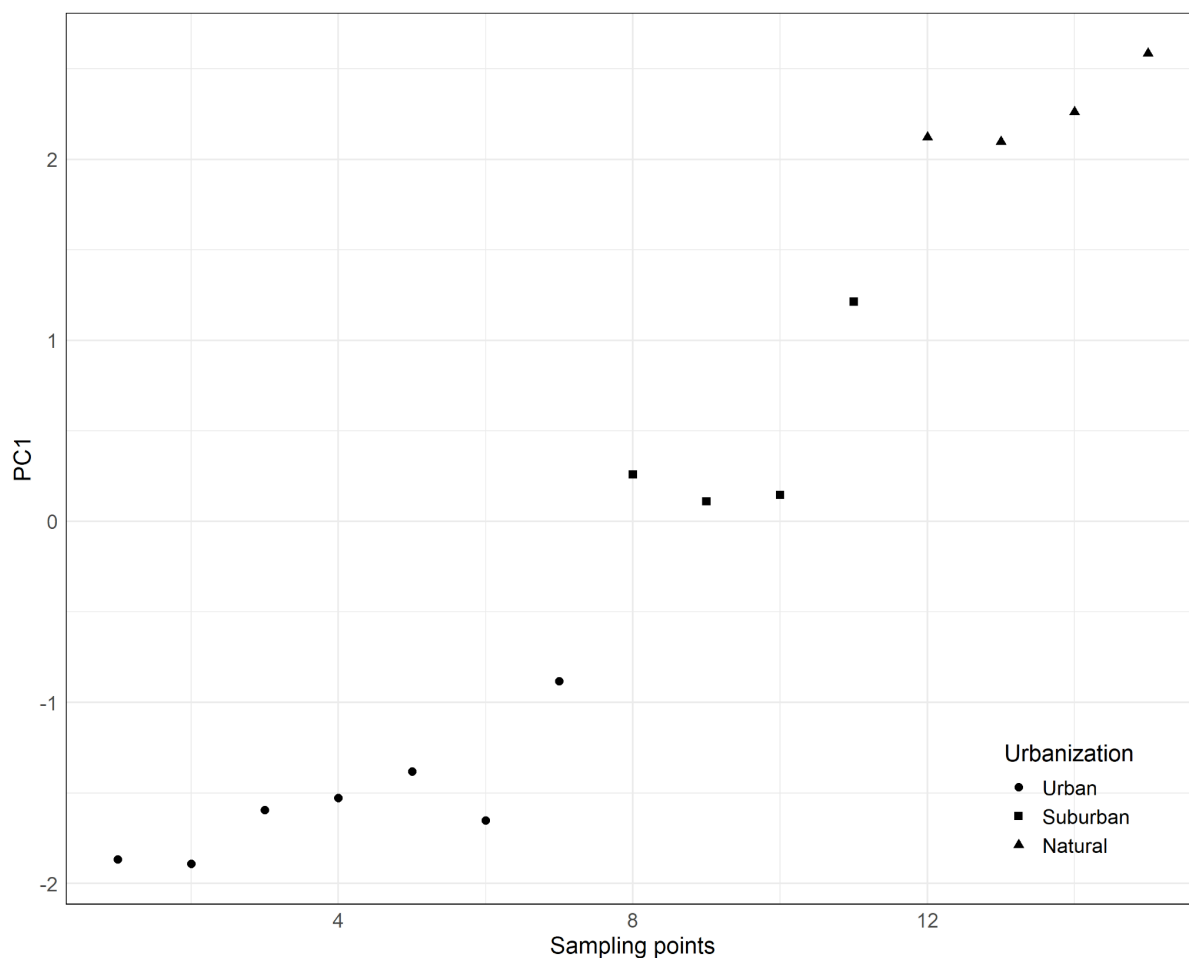


Fig. 3 Resultado do agrupamento dos valores de PC1 após a aplicação do algoritmo K-means às áreas definidas neste estudo em Brasília, Brasil.

### *Espécies e atividade de morcegos*

Dos 2880 arquivos de som de um minuto coletados, 1440 foram registrados durante a estação seca e 1440 durante a estação chuvosa. Para cada estação, 720 arquivos foram registrados por noite sob diferentes fases lunares (lua cheia e lua nova), resultando em 48 arquivos por ponto por noite. Essa coleta meticulosa de dados garantiu uma representação abrangente das espécies e atividades de morcegos em várias estações e fases lunares. Ao longo dos períodos de amostragem, 12 espécies e dois agrupamentos foram identificados por meio de análise discriminante linear (LDA) (Fig. 4), resultando em um total de 14 espécies ou táxons (Tabela 2). A identificação das espécies foi baseada em medições de duração do pulso, intervalo entre pulsos, frequência de pico, frequência máxima, frequência mínima e largura de banda para cada pulso. Esta análise detalhada das espécies e atividades de

morcegos fornece uma base sólida para futuras pesquisas ecológicas e decisões de planejamento urbano.

Tabela 1. Valores do índice de urbanização por ponto e classificação dos pontos após o agrupamento dos valores gerados no PCA para as áreas definidas no estudo em Brasília, Brasil.

Ponto de amostragem	Índice de urbanização	Classificação
1	-1,865831501	Urbano
2	-1,890652536	Urbano
3	-1,595025902	Urbano
4	-1,527650339	Urbano
5	-1,380805490	Urbano
6	-1,651372854	Urbano
7	-0,883109812	Urbano
8	0,259028800	Suburbano
9	0,110925914	Suburbano
10	0,146184297	Suburbano
11	1,213864075	Suburbano
12	2,121712345	Natural
13	2,096888169	Natural
14	2,261710631	Natural
15	2,584134203	Natural

Tabela 2. Espécies e agrupamentos de morcegos identificados nas áreas de estudo em diferentes habitats (urbano, suburbano e natural) no Cerrado brasileiro, Brasília.

Espécie ou agrupamento	Habitats
<i>Molossus molossus</i>	todos
<i>Peropteryx macrotis</i>	Urbano e natural
<i>Peropteryx trinitatis</i>	todos
Mol 1	todos
Vesp 1	todos
<i>Nyctinomops laticaudatus</i>	Urbano
<i>Lasiurus cinereus</i>	todos
<i>Eumops</i> sp2.	todos
<i>Molossus currentium</i>	todos
<i>Eumops glaucinus</i>	todos

<i>Molossops temminckii</i>	Suburbano e Natural
<i>Eumops</i> sp3.	todos
<i>Myotis nigricans</i>	Natural
<i>Molossus</i> sp1.	Urbano

Os morcegos exibiram um alto padrão de atividade durante as primeiras horas da noite, com um pico menor na hora final. As áreas urbanas tiveram o maior número de passagens (Fig. 5). O melhor modelo linear generalizado misto (GLMM), selecionado com base em seu valor corrigido pelo Critério de Informação de Akaike (AICc), indicou uma redução na atividade dos morcegos ao longo do gradiente urbano-natural ( $z = -3,546$ ,  $p = 0,00143$ ) (Fig. 6).

A atividade dos morcegos foi significativamente maior nas noites de lua nova em comparação com as noites de lua cheia ( $z = 4,578$ ,  $p < 0,001$ ) e durante a estação seca em comparação com a estação chuvosa ( $z = -2,294$ ,  $p = 0,021809$ ) (Fig. 7a e b). Além disso, o modelo revelou uma interação entre a fase da lua e a estação, indicando que a diferença na atividade entre as fases da lua é mais pronunciada durante a estação seca ( $z = -2,514$ ,  $p = 0,011933$ ) (Fig. 7c). Importante, o modelo não mostrou autocorrelação espacial significativa (Moran's  $I = -0,41989$ ,  $p = 0,6627$ ), validando ainda mais a robustez de nossas descobertas.

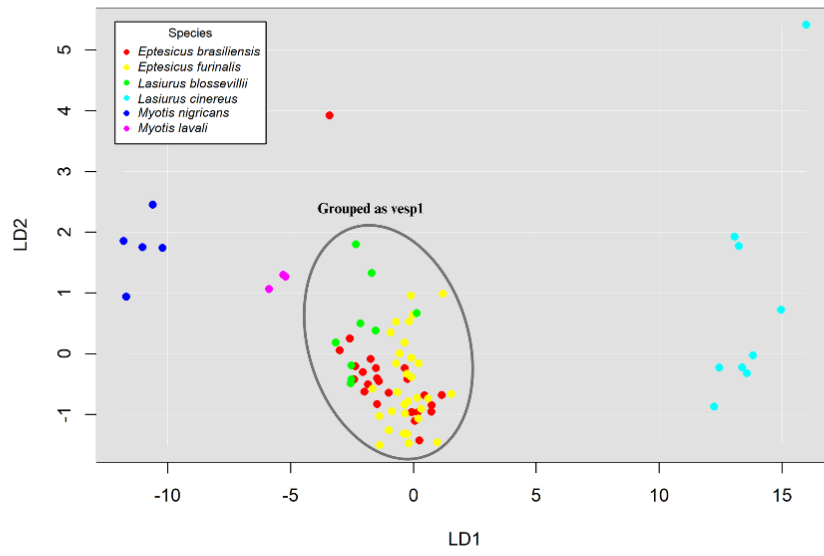
Após o agrupamento UPGMA, um método comumente usado em ecologia para classificar espécies com base em seus padrões de atividade, as espécies foram categorizadas de acordo. *Molossus molossus* (espécie 1) exibiu atividade crepuscular ao nascer e pôr do sol (Fig. 8a). Duas espécies (*Molossus currentium* e o agrupamento Mol 1) foram ativas durante toda a noite. Em contraste, 11 espécies concentraram suas atividades na primeira metade da noite, sendo classificadas como ativas precocemente (Fig. 8a). Nenhuma espécie exibiu atividade tardia, definida como atividade durante a segunda metade da noite.

Em relação aos padrões de atividade ao longo do tOs três tipos de habitat, espécie 2 (*Peropteryx macrotis*), espécie 4 (agrupamento Mol 1) e espécie 9 (*M. currentium*) demonstraram notável adaptabilidade por serem ativos durante toda a noite em áreas urbanas (Fig. 8b). Em áreas suburbanas, *M. currentium* e o agrupamento Mol 1 mudaram seu padrão de atividade de toda a noite para se concentrarem nas primeiras horas, exibindo menos similaridade com outras espécies (Fig. 8c). Em áreas naturais, a espécie 11 (*Molossops temminckii*) e o agrupamento Vesp 1 (classificado como espécie 5) mostraram menos

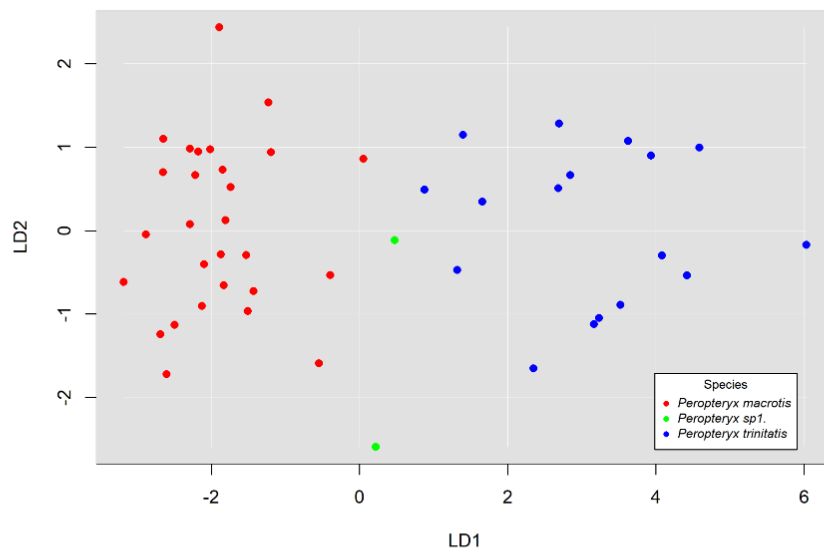
similaridade nos padrões de atividade em comparação com outras espécies. No entanto, todas as espécies, exceto a espécie 1, exibiram atividade concentrada na primeira metade da noite (Fig. 8d). *M. molossus* manteve um padrão de atividade crepuscular independentemente do tipo de habitat, exibindo consistentemente padrões de atividade menos semelhantes em comparação com outras espécies.



### Vespertilionidae



### Emballonuridae



### Molossidae

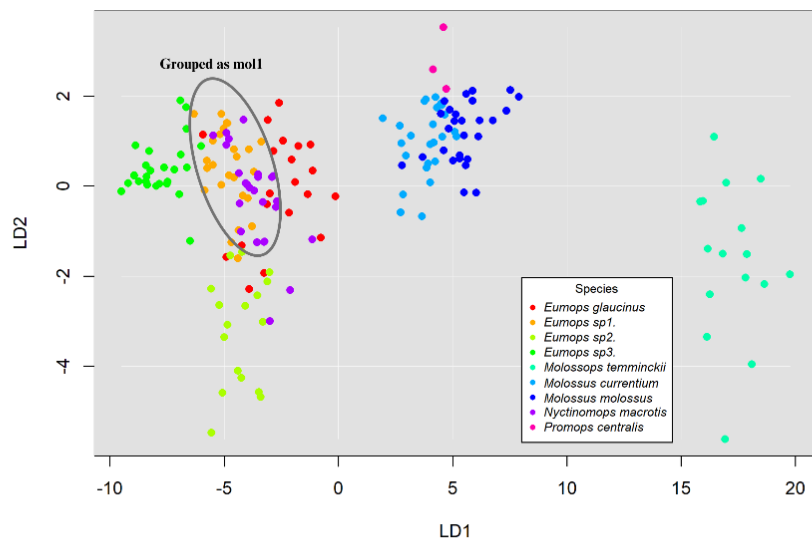


Fig. 4 Resultados das análises discriminantes lineares (LDA) para as famílias Vespertilionidae, Emballonuridae e Molossidae. A família Vespertilionidae apresentou um grupo, rotulado aqui como vesp1, enquanto a família Molossidae apresentou um grupo, rotulado como moll1, para morcegos insetívoros do Cerrado brasileiro, Brasília.

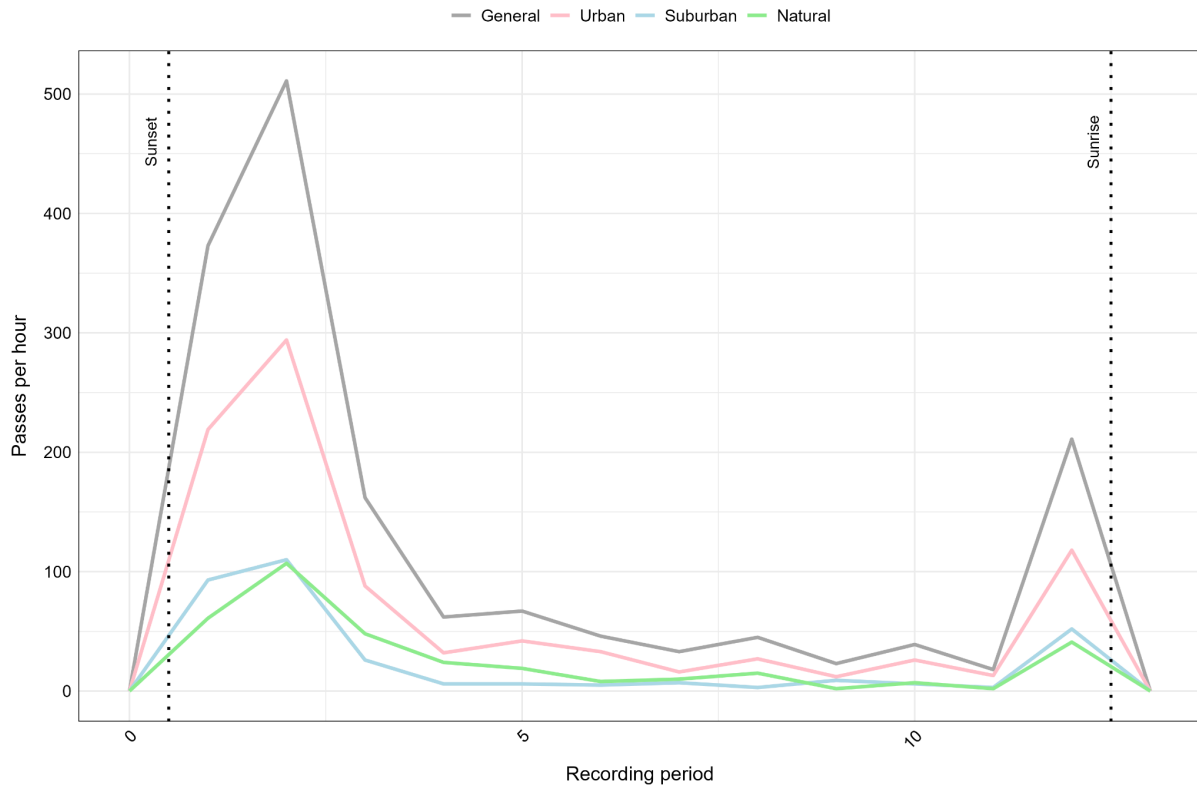


Fig. 5 Atividade geral e atividade por habitat de morcegos por hora de registro no Cerrado brasileiro, Brasília.

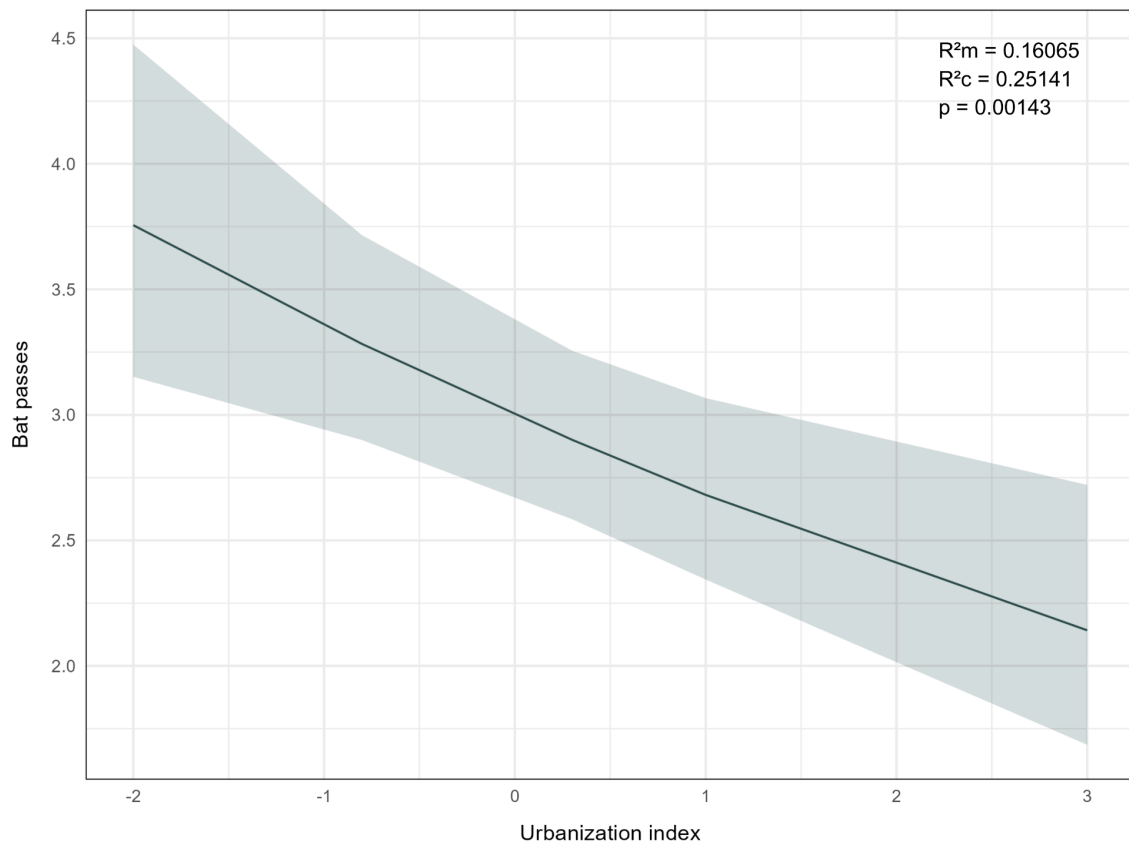


Fig. 6 Gráfico do modelo mais bem ajustado considerando fase da lua, estação e índice de urbanização como preditores da atividade de morcegos no Cerrado brasileiro, Brasília. A área sombreada representa um intervalo de confiança de 95% para a linha de tendência.  $R^2m = R^2$  marginal,  $R^2c = R^2$  condicional.

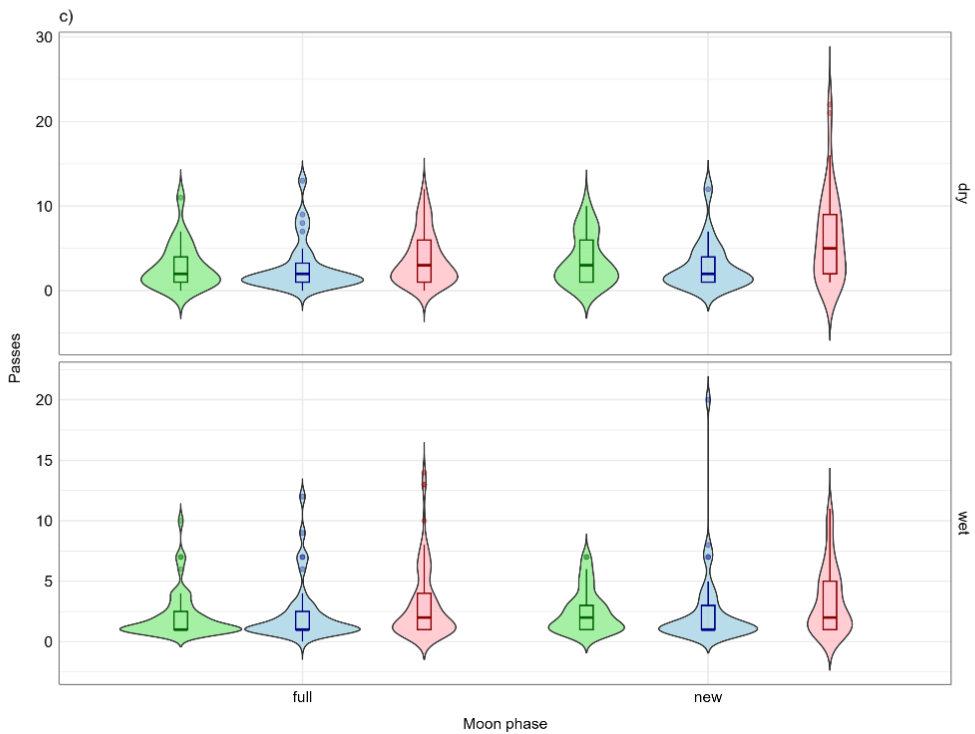
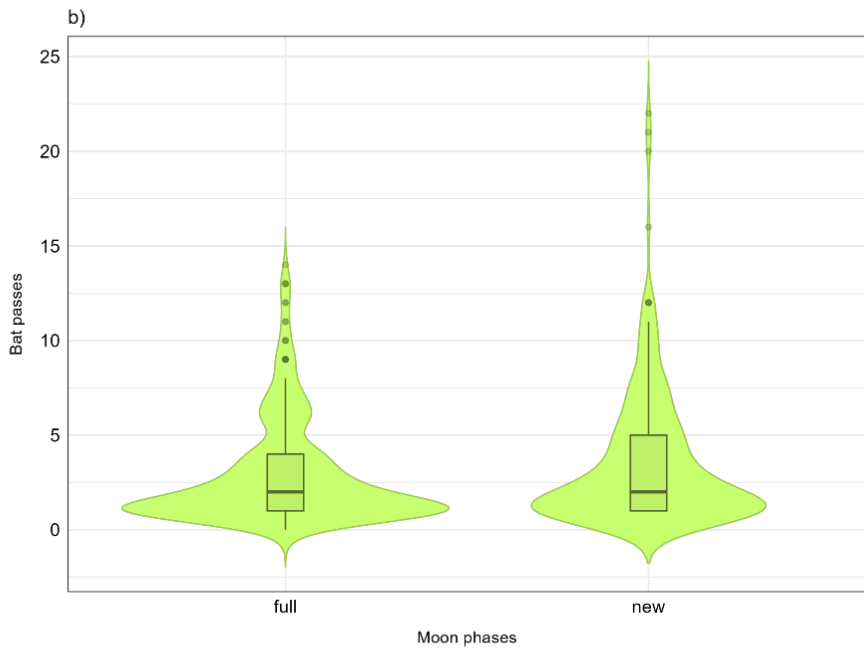
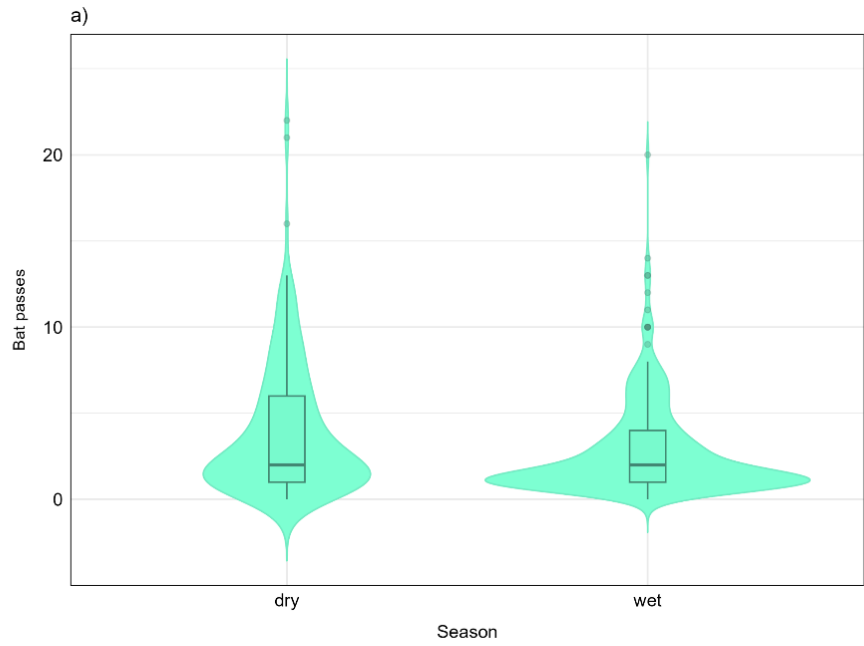


Fig. 7 Passagens de morcegos em diferentes condições dentro do Cerrado brasileiro, Brasília: (a) Comparação das passagens de morcegos entre as estações seca e chuvosa; (b) Comparação das passagens de morcegos durante noites de lua cheia e lua nova; (c) Interação da fase da lua e estação nas passagens de morcegos pelos três habitats amostrados.

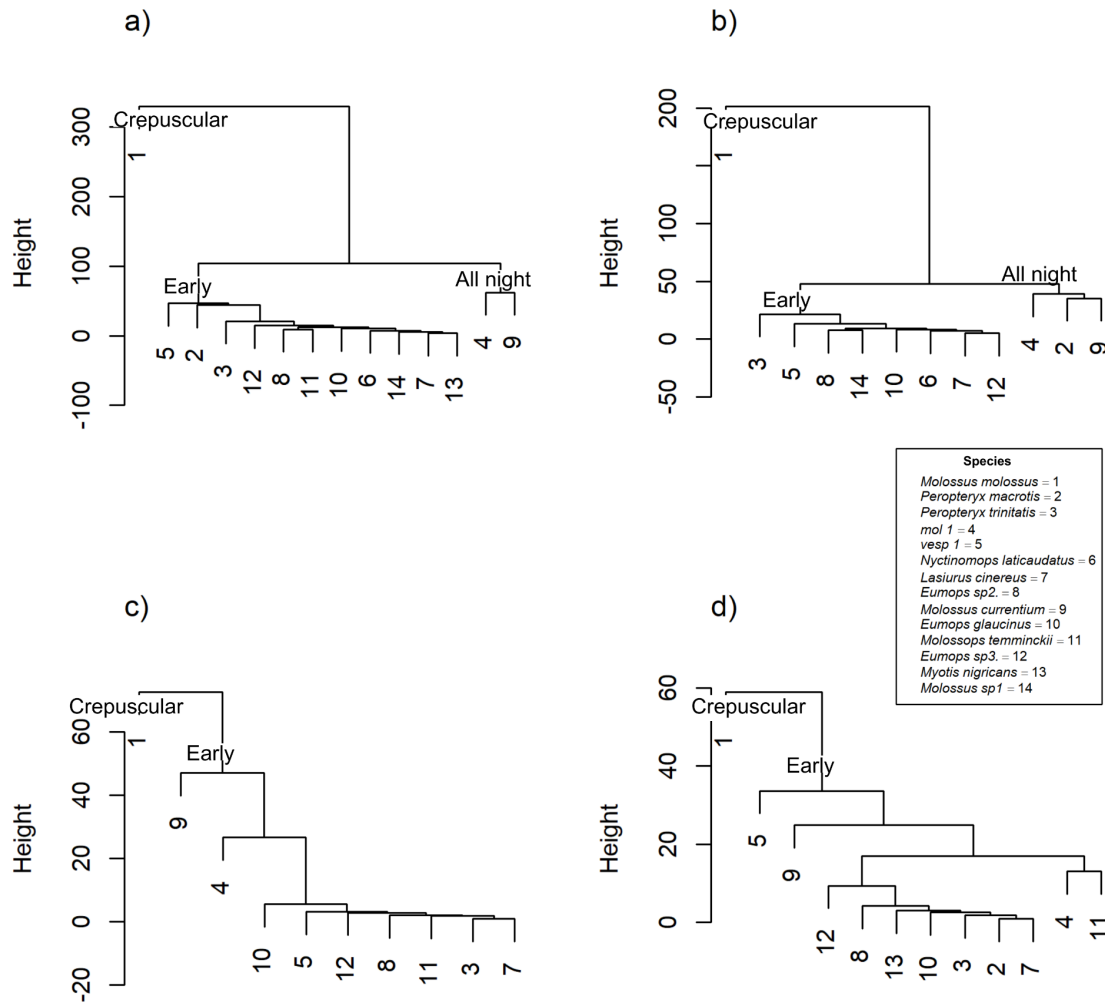


Fig. 8 Resultados do método de grupo de pares não ponderados com média aritmética (UPGMA) mostrando padrões semelhantes de atividade de morcegos por hora da noite no Cerrado brasileiro, Brasília. (a) Padrão geral de atividade de morcegos em todos os habitats; (b) Padrão de atividade de morcegos em áreas urbanas; (c) Padrão de atividade de morcegos em áreas suburbanas; (d) Padrão de atividade de morcegos em áreas naturais. Os números representam as diferentes espécies de morcegos neste estudo, especificadas na legenda à direita.

### **Modelos de ocupação e detectabilidade**

Duas espécies (*Eumops* sp2. e *Eumops* sp3.) tiveram o modelo nulo como o melhor ajuste, indicando que nenhuma das variáveis afeta significativamente os padrões de ocupação e detecção dessas espécies. Entre as outras espécies, *M. temminckii* foi a única cuja ocupação foi afetada negativamente pela urbanização (conforme definido pelo índice de urbanização), sugerindo uma maior probabilidade de ocupação em locais menos urbanizados. Para as espécies restantes, a urbanização não foi uma variável significativa para ocupação; no entanto, as variáveis estação do ano e metade da noite podem afetar a detecção (Tabela 3). Os modelos de detectabilidade para *Eumops glaucinus* e *Molossus molossus* mostraram falta de ajuste, com valores de  $p < 0,05$  e  $\hat{c} > 1$ , indicando superdispersão dos dados. Portanto, plotamos as probabilidades de detecção apenas para as espécies restantes (Fig. 9).

Tabela 3. Modelos de ocupação inicial ( $\psi$ ), evasão ( $\epsilon$ ), estabelecimento ( $\gamma$ ) e detecção ( $p$ ) para morcegos insetívoros aéreos do Cerrado brasileiro, Brasília. Os modelos são os mais bem ajustados de acordo com o Critério de Informação de Akaike para amostras pequenas (AICc) e  $\Delta$  AICc para espécies que tiveram mais de um modelo com  $\Delta$  AICc  $< 2$ . A tabela inclui peso do modelo (Weight), número de parâmetros (K), probabilidade de ajuste (p-value) e estimativas do parâmetro de superdispersão ( $\hat{c}$ ). As variáveis incluídas são índice de urbanização (urb), metade da noite (half) e estação (season).

Espécie	Modelo	K	AICc	$\Delta$ AICc	Weight	p value	$\hat{c}$
<i>Eumops glaucinus</i>	$\psi(\cdot)\gamma(\cdot)\epsilon(\cdot)p(\text{season}+\text{half})$	6	129.96	0	0.96	0.0022	11.35
<i>Molossops temminckii</i>	$\psi(\text{urb})\gamma(\cdot)\epsilon(\cdot)p(\text{season}+\text{half})$	5	57.77	0	0.9	0.067	1.91
<i>Molossus currentium</i>	$\psi(\cdot)\gamma(\cdot)\epsilon(\cdot)p(\text{season}+\text{half})$	6	159.27	0	0.43	0.1575	1.27
	$\psi(\cdot)\gamma(\cdot)\epsilon(\cdot)p(\text{half})$	5	159.49	0.22	0.39	0.051	1.49
Vesp 1	$\psi(\cdot)\gamma(\cdot)\epsilon(\cdot)p(\text{season}+\text{half})$	6	124.92	0	0.49	0.5819	0.86
	$\psi(\cdot)\gamma(\cdot)\epsilon(\cdot)p(\text{half})$	5	125.47	0.54	0.37	0.1658	1.28
<i>Peropteryx macrotis</i>	$\psi(\cdot)\gamma(\cdot)\epsilon(\cdot)p(\cdot)$	4	73.42	0	0.51	-	-
	$\psi(\cdot)\gamma(\cdot)\epsilon(\cdot)p(\text{half})$	5	74.14	0.72	0.36	0.3428	1.12
Mol 1	$\psi(\cdot)\gamma(\cdot)\epsilon(\cdot)p(\cdot)$	4	144.07	0	0.44	-	-

	$\psi(\cdot)\gamma(\cdot)\epsilon(\cdot)p(\text{season})$	5	144.31	0.24	0.39	0.3157	1.08
<i>Molossus</i>	$\psi(\cdot)\gamma(\cdot)\epsilon(\cdot)p(\text{season}+$						
<i>molossus</i>	half)	6	129.96	0	0.96	0.0016	11.36

---

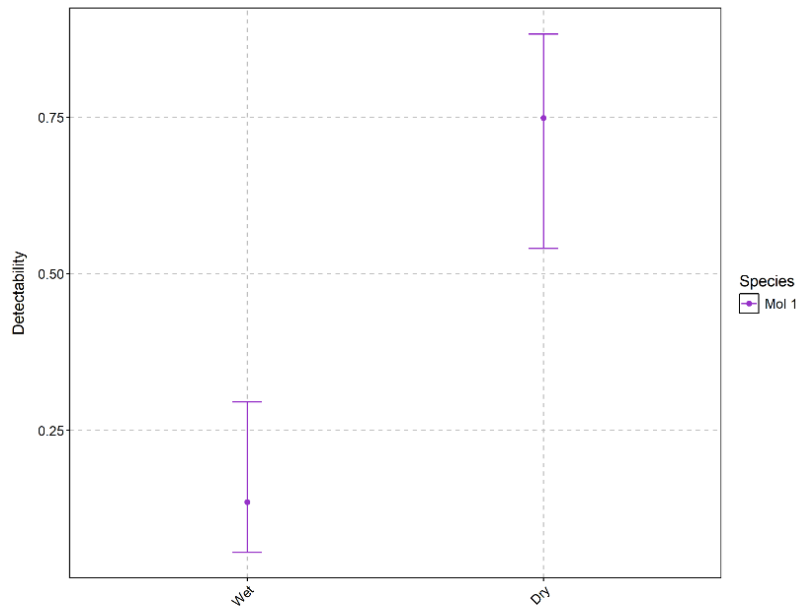
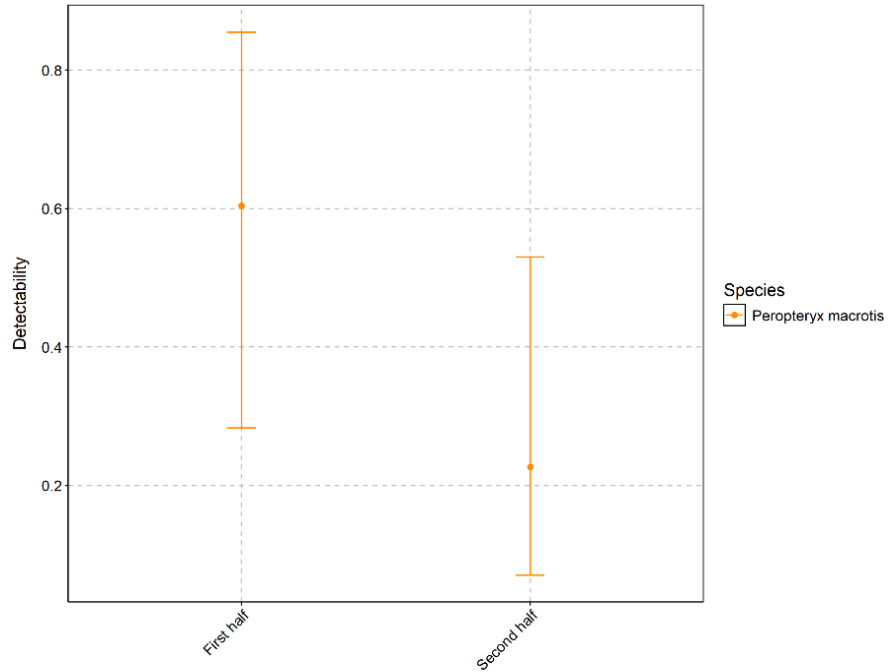
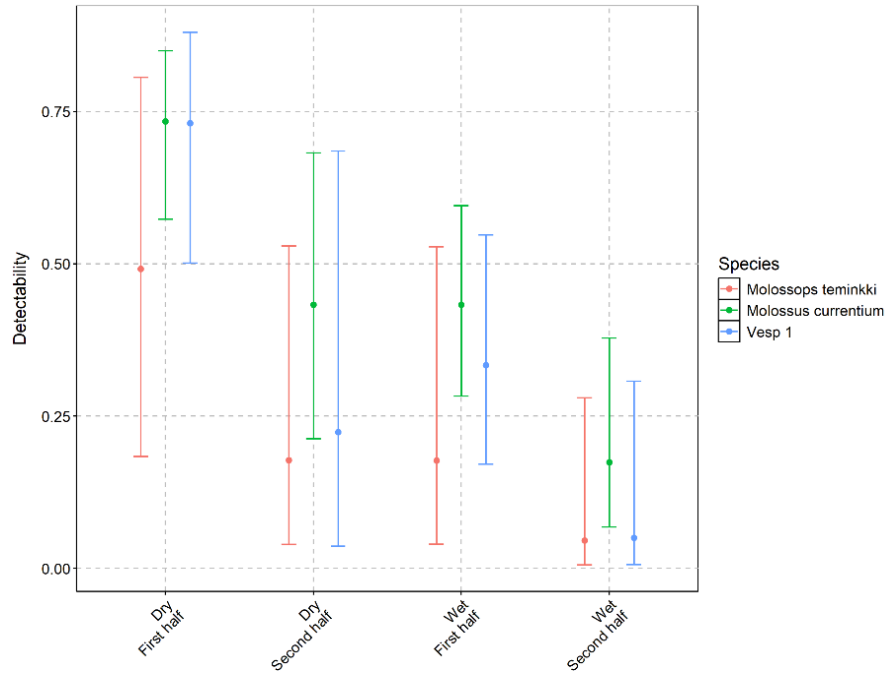




Fig. 9 Detectabilidade de morcegos insetívoros aéreos no Cerrado brasileiro, Brasília. A figura superior mostra a probabilidade de detecção para as espécies *Molossops temminckii*, *Molossus currentium* e o agrupamento Vesp 1 para a primeira e segunda metade da noite nas estações seca e chuvosa. A figura do meio mostra a probabilidade de detecção da espécie *Peropteryx macrotis* para a primeira e segunda metade da noite. A figura inferior mostra a probabilidade de detecção do agrupamento Mol 1 para as estações chuvosa e seca.

## **Discussão**

Nossa hipótese de que os padrões de atividade seriam diferentes ao longo do gradiente urbano-natural, com maior atividade em áreas urbanas, foi confirmada. O estudo demonstrou variação na atividade dos morcegos com base no habitat, com o maior número de passagens em áreas urbanas, conforme modelado pelo índice de urbanização (ver Fig. 6). Esse padrão foi observado anteriormente em espécies de vespertilionídeos, onde os morcegos eram mais ativos perto de grandes centros urbanos e menos ativos em áreas rurais (Gehrt e Chelsvig 2004). Stanley et al. (2023) também observaram que em áreas urbanas, os vespertilionídeos estão mais associados a ruas arborizadas do que a ruas não arborizadas, destacando a importância das estruturas vegetais para o grupo. Da mesma forma, os morcegos molossídeos mostraram atividade mais significativa em áreas urbanas do que em áreas não urbanas (Jung e Kalko 2011; Rodríguez-Aguilar et al. 2017). No entanto, ao contrário de nossas descobertas, Rodríguez-Aguilar et al. (2017) não observaram uma mudança aparente na atividade geral da assembleia de morcegos insetívoros entre áreas urbanas e não urbanas. Essa discrepância pode surgir da alta atividade de vespertilionídeos em áreas não urbanas, equilibrando a alta atividade de molossídeos em áreas urbanas.

A maioria dos morcegos em nosso estudo são considerados forrageadores aéreos de áreas abertas, o que pode explicar seu maior uso de áreas urbanizadas, conforme observado por Avila-Flores e Fenton (2005), Jung e Kalko (2011) e Threlfall et al. (2011). No entanto, um estudo conduzido em áreas verdes e urbanas de uma cidade localizada no bioma Mata Atlântica, Brasil, por Almeida et al. (2022) demonstrou um aumento na atividade de morcegos insetívoros aéreos em grandes áreas verdes (> 30 ha), principalmente para morcegos forrageadores de bordas, mas também para morcegos forrageadores de áreas abertas, quando comparados a áreas não verdes, diferindo de nossas observações. Isso demonstra como diferentes ambientes, como biomas de floresta e savana, impõem diferentes

pressões sobre morcegos insetívoros aéreos, que se comportam de forma diferente nesses ambientes.

Na Alemanha, morcegos insetívoros aéreos demonstraram uma mudança aparente no comportamento em um gradiente urbano-rural, com maior diversidade em áreas não urbanizadas e mudanças nos níveis de atividade em cada classe de ambiente, com a maioria das espécies mostrando atividade mais significativa em áreas não urbanizadas (Starik et al. 2024). Esses diferentes resultados levantam questões sobre como o crescimento da urbanização pode realmente impactar os morcegos. Na Inglaterra, um estudo modelou a atividade dos morcegos e a seleção de habitat em cenários de maior urbanização e cobertura vegetal descontínua, demonstrando que a maioria das espécies mostraria uma redução na atividade em áreas altamente urbanizadas (Gili et al. 2020). Isso destaca a necessidade de planejar cidades mais favoráveis à biodiversidade com áreas verdes para preservar a diversidade e as diferentes características dos morcegos. Esse planejamento deve ser uma prioridade para políticos e gestores, pois áreas verdes, como árvores, podem permitir a presença de morcegos insetívoros aéreos que se alimentam de bordas em paisagens urbanas (Parsons et al. 2024), que também podem servir de abrigo para espécies com hábitos florestais (Bergeson et al. 2020). Garantir uma assembleia mais saudável de morcegos permite todo o exercício de seus serviços ecossistêmicos.

Nossos resultados mostram dois picos na atividade de morcegos insetívoros (Fig. 5), com o pico central ocorrendo nas primeiras horas após o pôr do sol, tanto na atividade geral quanto dentro de cada tipo de habitat definido neste estudo. O padrão geral de atividade desses morcegos, com um pico no início da noite, é bem documentado em vários locais (Kunz 1973; Scanlon e Petit 2008; Schimpp et al. 2018; Li et al. 2020). O pico de atividade secundária na hora final do nosso estudo pode ser atribuído à alta atividade do *Molossus molossus*, conforme indicado por sua proeminência no dendrograma (Fig. 8a). Esta espécie exibiu comportamento crepuscular, e sabe-se que algumas espécies de morcegos têm mais de um pico de atividade durante a noite (Li et al. 2020; Rivero-Monteagudo e Mena 2023), destacando a importância de compreender os padrões específicos da espécie no uso da paisagem por morcegos.

Em uma paisagem urbano-rural do Peru, morcegos insetívoros aéreos demonstraram mudanças nos padrões de atividade específicos da espécie dependendo do ambiente, com

uma sobreposição mais significativa de padrões de atividade em áreas rurais (Rivero-Montegudo e Mena 2023). Em nosso estudo, não há mudança evidente no padrão de atividade da assembleia de morcegos ao longo do gradiente urbano-natural. No entanto, também observamos mudanças específicas da espécie no padrão de atividade entre diferentes habitats, conforme discutido posteriormente. Também enfatizamos que vários outros fatores podem estar influenciando a atividade de morcegos insetívoros. A partição temporal dependendo do nicho acústico (morcegos de baixa, média e alta frequência) já é conhecida (Beike et al. 2021). A fase da lua também pode gerar mudanças nos padrões de atividade de diferentes espécies, principalmente reduzindo a atividade em noites de lua cheia e criando um pico mais significativo nas primeiras horas desta fase em comparação com a lua nova (Vázquez et al. 2020). Nosso estudo também sugere um efeito da fase da lua na atividade de morcegos insetívoros no Cerrado. Além disso, gradientes altitudinais (Arias-Aguilar et al. 2020) e temperatura (Pretorius et al. 2020) influenciam o uso do habitat e o comportamento dos morcegos. Portanto, é crucial investigar e entender como esses outros fatores afetam os morcegos em áreas urbanas em estudos futuros.

Ao contrário da nossa hipótese, maior atividade foi observada na estação seca em vez da estação chuvosa (Fig. 7a). A chuva pode dificultar o voo dos morcegos, reduzindo a atividade geral em noites chuvosas e potencialmente alterando os picos de atividade (Appel et al. 2019; Perks e Goodenough 2020). Algumas espécies de vespertilionídeos exibem menor atividade durante as estações chuvosas (LaVal e Lawton 2021) e podem reduzir o número de passagens por noite com o aumento da precipitação (Erickson e West 2002). Essa diminuição na atividade durante as estações chuvosas pode ser atribuída ao aumento dos custos metabólicos durante o voo úmido, o que pode dobrar o custo em comparação ao voo seco (Voigt et al. 2011). A atenuação atmosférica das chamadas de ecolocalização com o aumento da umidade torna o voo e a busca por alimentos mais desafiadores (Griffin 1971), e até mesmo o som da chuva pode alterar os tempos de emergência dos morcegos (Geipel et al. 2019). Além disso, o efeito da lua foi mais pronunciado durante a estação seca, provavelmente porque os morcegos não podem aumentar a atividade durante a lua nova em condições chuvosas. Voar durante os períodos chuvosos é mais complexo e caro, portanto, reduzir a atividade durante os períodos chuvosos pode ser vantajoso.

Outro fator que pode aumentar a atividade durante os períodos secos é o tempo de busca prolongado por alimentos, que pode estar menos disponível durante a estação seca

(Wolda 1980). Um aumento na atividade de morcegos insetívoros aéreos como *M. molossus* e *Myotis nigricans* durante a estação seca em campos de arroz foi observado na Venezuela (Azofeifa et al. 2019), provavelmente porque esses campos são uma boa fonte de presas durante a estação seca. No entanto, analisar as respostas específicas da espécie durante os períodos chuvosos e sob diferentes intensidades de chuva seria interessante, pois alguns morcegos, como *Lasiurus cinereus semotus*, mantêm a atividade durante chuvas leves (Belwood e Fullard 1984). Além disso, morcegos insetívoros aéreos de espaço aberto demonstram atividade mais significativa em áreas ribeirinhas durante a estação seca (a estação em que o estudo foi conduzido), mostrando que a interação entre umidade relativa e diferentes habitats afeta a atividade do grupo (da Costa et al. 2021). Isso levanta a questão de se os morcegos em nosso estudo exibem maior atividade em áreas urbanas durante a estação seca devido ao possível deslocamento para regiões com mais corpos d'água. Essas regiões servem como criadouros para vários insetos e podem fornecer água e alimento para esses morcegos (Zukal e Reháč 2006; Hagen e Sabo 2011). Brasília, uma cidade com um grande lago e áreas urbanas com fontes de água como piscinas, espelhos d'água e até mesmo recipientes para animais domésticos, pode contribuir para esse fenômeno.

A estação reprodutiva também afeta os padrões de atividade dos morcegos. Os morcegos podem ser mais ativos durante a noite durante os períodos reprodutivos devido à maior demanda energética imposta pela reprodução, como observado na África do Sul (Pretorius et al. 2020). Nossos morcegos podem ser mais ativos durante a estação seca porque é um período reprodutivo para o grupo, como observado para *Molossus molossus* na Colômbia, que apresentou picos de gestação na estação seca e nascimentos no início da estação chuvosa (Silva-Duarte et al. 2023).

Nossos resultados indicam uma possível fobia lunar em morcegos insetívoros aéreos no Cerrado, evidenciada pelo maior número de passagens durante a lua nova (Fig. 7b). A análise de boxplots por estação e habitat mostra um aumento na média de passagens e valores mais altos de passagens, especialmente em áreas suburbanas e naturais, durante a lua nova. Isso apoia a hipótese de atividade reduzida em noites de lua cheia em áreas menos urbanizadas. As áreas urbanas provavelmente têm níveis mais altos de luz artificial à noite (ALAN) (Barré et al. 2022), o que pode ofuscar o efeito do luar sobre os morcegos. Os morcegos podem ignorar o risco de predação associado à maior iluminação (Jones e Rydell 1994) devido ao número potencialmente menor de predadores nessas áreas (Sorace e Gustin

2009), mantendo a atividade independentemente do luar (Scanlon e Petit 2008). Nos EUA, foi demonstrada uma interação entre a fase da lua e a ALAN, com uma diminuição na atividade em noites mais iluminadas pela lua. Para algumas espécies, a ALAN mascarou o efeito da fase da lua e, em geral, a ALAN afetou negativamente a atividade dos morcegos ao longo de uma década (Li et al. 2024). No entanto, em nosso estudo, os morcegos mantiveram um padrão de atividade muito semelhante em áreas urbanas, independentemente da fase da lua (ver Fig. 7c), sugerindo mascaramento da fase da lua por ALAN. Em áreas menos urbanizadas, onde ALAN influencia menos os morcegos, eles podem estar mais cientes do aumento do luar. Isso pode estar associado a um maior risco de predação ou não (Lima e O'Keefe 2013)

. Morcegos expostos ao luar podem alterar áreas de forrageamento, como observado no morcego insetívoro *Nyctalus noctula* (Roeleke et al. 2018), que mudou seu padrão de atividade de florestas para áreas mais abertas, reduzindo passagens em áreas florestadas. Na Amazônia brasileira, foi visto que a disponibilidade de presas em áreas florestadas é mais determinante para a atividade dos morcegos do que o risco de predação, e apenas algumas espécies tiveram sua atividade afetada pela lua (Appel et al. 2023). Portanto, uma análise mais detalhada do comportamento de cada espécie ajudaria a entender os reais efeitos da lua na atividade dos morcegos, destacando a importância de novos estudos no Cerrado que investiguem a disponibilidade de recursos alimentares e o risco de predação para morcegos insetívoros aéreos em áreas urbanas e naturais.

A fobia lunar foi observada em outros morcegos insetívoros aéreos na Costa Rica, com atividade reduzida de vespertilionídeos em noites mais claras (ao redor da lua cheia) (LaVal e Lawton 2021). No entanto, espécies diferentes podem responder de forma diferente ao luar. No Brasil, *Pteronotus rubiginosus* e *Saccopteryx leptura* aumentaram a atividade em noites mais claras, enquanto *Myotis riparius* mostrou maior atividade em noites mais escuras (Appel et al. 2019). *Peropteryx kappleri* e *Peropteryx macrotis* mostraram menor atividade em noites mais claras, enquanto *Pteronotus gymnotus*, *Cormura brevirostris* e *M. molossus* aumentaram a atividade na Guiana Francesa (Gomes et al. 2020). Uma meta-análise sugere que a fobia lunar é mais provável em morcegos tropicais, embora a relação seja fraca (Saldaña-Vázquez e Munguía-Rosas 2012). Na Polônia, uma região temperada, a fobia lunar foi rejeitada para seis espécies de morcegos enxameadores (Apoznański et al. 2024), reforçando a maior probabilidade de ocorrência de fobia lunar em regiões tropicais. No

entanto, o estudo de Saldaña-Vázquez e Munguía-Rosas (2012) não sugere fobia lunar para insetívoros forrageadores em áreas abertas, que enfrentam menor risco de predação em comparação com morcegos com outras estratégias de forrageamento devido à sua alta velocidade de voo, característica da maioria das espécies que registramos. No Quênia, foram encontradas evidências do efeito da estação, habitat e hora do dia na atividade de morcegos insetívoros aéreos em espaços abertos. No entanto, nenhum efeito do luar na atividade foi observado (Musila et al. 2019), em linha com o que foi proposto pela meta-análise de Saldaña-Vázquez e Munguía-Rosas (2012).

Em nosso estudo, também há a possibilidade de que outros fatores além do risco de predação estejam causando atividade reduzida de morcegos em noites mais claras, como a disponibilidade de insetos. Foi demonstrado que insetos são mais capturados em noites de lua nova do que em noites de lua cheia (Williams e Singh 1951). Áreas urbanas com mais ALAN podem atrair insetos para postes iluminados (Owens e Lewis 2018), aumentando a disponibilidade de insetos e a atividade de morcegos ao redor dessas agregações de insetos. Investigar comportamentos específicos de espécies sobre o luar, quantificar a disponibilidade de presas e descrever o comportamento de forrageamento de morcegos em áreas com ALAN elucidaria os efeitos desses fatores no comportamento de morcegos insetívoros aéreos.

Os dendrogramas gerados pelo UPGMA (Fig. 8) mostram comportamento crepuscular para *M. molossus*, como observado em outras partes do Brasil, onde a espécie mostra um pico de atividade após o pôr do sol (Esbérard e Bergallo 2010; Costa et al. 2011). Como observado neste estudo, a espécie exibe comportamento crepuscular no Panamá, concentrando atividade após o pôr do sol e antes do nascer do sol (Holland et al. 2011) e também em Trinidad e Tobago (Chase et al. 1991). *Molossus molossus* manteve seu comportamento crepuscular independentemente do habitat, com altos níveis de atividade, mostrando um padrão de atividade conspicuo em comparação com outras espécies. *Peropteryx macrotis* foi registrado em habitats naturais e urbanos, com uma mudança comportamental em áreas urbanas onde sua atividade foi bem distribuída ao longo da noite. Esse comportamento também foi registrado na Guiana Francesa, mas em uma área florestal (Gomes et al. 2020). Em nossas áreas naturais, a espécie mostrou um padrão mais semelhante a outras espécies, com atividade concentrada nas primeiras horas da noite, sugerindo possíveis diferenças na disponibilidade de alimentos entre áreas naturais e urbanas ou

competição interespecífica, alterando seu tempo de atividade para reduzir a competição com outras espécies.

O agrupamento Mol 1 e *M. currentium* mostraram atividade durante toda a noite em áreas urbanas. Os molossídeos são principalmente forrageadores aéreos de áreas abertas, e atividade durante toda a noite foi observada no Pantanal brasileiro, onde o grupo mostra um pico de atividade no início da noite, mas mantém os níveis de atividade durante toda a noite em diferentes habitats (da Costa et al. 2021). Assim como *P. macrotis*, *M. currentium* e Mol 1 mudaram seu comportamento em áreas suburbanas e naturais, mostrando padrões de atividade mais semelhantes a outras espécies, concentrados nas primeiras horas da noite.

Como a maioria das espécies em áreas urbanas, mas menos semelhantes em áreas naturais, o agrupamento Vesp 1 mostrou mudanças perceptíveis nos padrões de atividade. O aumento da atividade, representado por maior altura no dendrograma, está mais próximo de *M. molossus*, sugerindo um padrão quase crepuscular para Vespertilionidae em áreas naturais. Algumas espécies de morcegos vespertilionídeos mudam seus padrões de atividade entre ambientes urbanos e não urbanos (Schimpp et al. 2018). Essa mudança é esperada, pois os morcegos podem interpretar paisagens urbanas e não urbanas de forma diferente devido à heterogeneidade do habitat, disponibilidade variável de recursos e pressões, levando a mudanças comportamentais em espécies que ocupam esses diferentes habitats.

Nossa última hipótese foi parcialmente corroborada. O índice de urbanização não foi um bom preditor da ocupação de espécies de morcegos neste estudo, sugerindo que outros fatores influenciam a seleção de habitat por morcegos insetívoros aéreos do Cerrado. Este resultado contrasta com outros estudos que mostram que áreas florestais ou áreas com maior cobertura vegetal são menos ocupadas por morcegos insetívoros aéreos nos EUA (Bender et al., 2015; Pauli et al., 2017). No entanto, alguns fatores relacionados à urbanização, como o ruído, afetam negativamente a ocupação de morcegos nos EUA (Lehrer et al., 2021). No entanto, a primeira metade da noite e a estação seca foram bons preditores da detectabilidade desses morcegos. Portanto, se houver necessidade de acesso rápido à biodiversidade do grupo, como em estudos para definir áreas prioritárias para conservação do Cerrado, sugerimos concentrar os esforços amostrais nas primeiras horas da noite e durante a estação seca. De acordo com nossos resultados, a probabilidade de detecção de espécies na área será maior.

Ressaltamos a necessidade de estudos adicionais sobre outros grupos de morcegos em áreas urbanas do Cerrado, dada a grande diversidade desses animais no bioma (Aguilar et al., 2016). Pesquisas futuras também devem explorar efeitos não abordados neste estudo que podem impactar morcegos insetívoros em áreas urbanas, como poluição sonora (Schaub et al., 2018; Jiang et al., 2019), os efeitos da luz artificial à noite (ALAN) sobre esses grupos (Cravens e Boyles, 2019; Barré et al., 2022), cobertura de dossel, que afeta positivamente diversas espécies em ambientes urbanos (Bailey et al., 2019), e estradas e espaços verdes, que podem afetar negativa e positivamente o grupo, respectivamente (Callas et al., 2024). Além disso, seria interessante mensurar o risco de predação por predadores urbanos oportunistas (Ancillotto et al., 2013; Mikula et al., 2013) e os efeitos da heterogeneidade da matriz urbana no movimento desses animais (Jung e Kalko, 2011) para uma compreensão mais completa e aprofundada dos impactos da urbanização.

Sabendo que diferentes guildas de morcegos insetívoros aéreos respondem de forma diferente à urbanização (Jung e Kalko, 2011; Flemming et al., 2024), esses morcegos são um modelo resiliente em áreas urbanas para investigar os impactos da urbanização na biodiversidade (Gutiérrez-Granados e Rodríguez-Zúñiga, 2024). Finalmente, é essencial e uma preocupação de saúde pública entender os padrões de atividade e uso de habitat por esses morcegos devido ao potencial do grupo para transmissão de doenças em áreas urbanas. Os morcegos podem usar corpos d'água próximos às cidades e eventualmente encontrar outros mamíferos, aumentando as chances de transmissão da raiva (Hastings et al., 2024). Os morcegos insetívoros aéreos geralmente apresentam baixa aceitação de indivíduos infectados com o vírus, mas a infecção interespecífica é uma realidade e motivo de atenção (Pintero et al., 2012). No entanto, a região Neotropical é conhecida por ter baixo investimento em pesquisa e vigilância de patógenos, além de um atraso na identificação de patógenos transmitidos por morcegos (Rico-Chávez et al., 2024).

Ressaltamos também a importância de adaptar as residências, mesmo que minimamente, para coexistir saudavelmente com os morcegos, o que é um excelente ponto de partida (Caiza-Villegas et al., 2024). Isso requer esforço e investimento das partes interessadas, como governos locais, empresas, ONGs e grupos comunitários, na educação do público sobre a importância dos morcegos para os humanos, reduzindo os preconceitos em torno desses animais e adaptando as cidades para acomodá-los (Obudulu et al., 2024). Isso é particularmente importante dado o potencial dessas espécies como controladoras de pragas



agrícolas em Brasília (Aguiar et al., 2021) e no Brasil como um todo. No entanto, é necessário um investimento mais significativo em métodos tecnológicos para acesso à biodiversidade do grupo, valoração dos serviços ecossistêmicos, monitoramento populacional e educação ambiental, com incentivos e colaboração entre diferentes setores da sociedade (Carvalho et al., 2024).

Em conclusão, espécies da família Molossidae, que são morcegos insetívoros aéreos, apresentaram maior atividade em áreas urbanas na região de estudo, indicando uma adaptação aos ambientes urbanos. Entender o uso do habitat específico da espécie é crucial, pois a atividade dos morcegos é influenciada pela estação, com maior atividade durante a estação seca, e pela iluminação noturna, com mais atividade em noites mais escuras. As áreas urbanas são essenciais para morcegos aéreos de áreas abertas, enquanto espaços verdes e áreas naturais podem ser mais críticos para outros forrageadores aéreos. Entender os padrões de atividade dos morcegos é vital para a saúde pública, particularmente no manejo de espécies que podem servir como reservatórios do vírus da raiva. Este estudo fornece insights valiosos para o planejamento urbano para criar cidades favoráveis à biodiversidade, preservando os papéis ecológicos dos morcegos como controladores de pragas e vetores de doenças em meio à crescente urbanização.

## References/Referências

- Acharya L, Fenton MB (1992) Echolocation behavior of vespertilionid bats (*Lasiurus cinereus* and *Lasiurus borealis*) attacking airborne targets including arctid moths. *Can J Zool* 70:1292-1298. <https://doi.org/10.1139/z92-180>
- Aguiar L, Antonini Y (2008) Diet of two sympatric insectivore bats (Chiroptera: Vespertilionidae) in the Cerrado of Central Brazil. *Rev Bras Zool* 25:28-31. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752008000100005>
- Aguiar L, Bernard E, Machado RB (2014) Habitat use and movements of *Glossophaga soricina* and *Lonchophylla dekeyseri* (Chiroptera: Phyllostomidae) in a Neotropical savannah. *Zool (Curitiba)* 31:223-229. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702014000300003>

- Aguiar LM, Bernard E, Ribeiro V, Machado RB, Jones G (2016) Should I stay or should I go? Climate change effects on the future of Neotropical savannah bats. *Glob Ecol Conserv* 5:22-33. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.11.011>
- Aguiar LM, Bueno-Rocha ID, Oliveira G, Pires ES, Vasconcelos S, Nunes GL, Togni PH (2021) Going out for dinner—The consumption of agriculture pests by bats in urban areas. *PLoS One* 16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0258066>
- Almeida MH, Mischiatti FL, Tokumaru RS, Ferreira JHBP, Ditchfield AD (2022) Importance of Green Areas for Insectivorous Bat Activity PREPRINT (Version 1) available at Research Square. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-969823/v1>
- Ancillotto L, Serangeli MT, Russo D (2013) Curiosity killed the bat: domestic cats as bat predators. *Mamm Biol* 78:369-373. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2013.01.003>
- Apoznański G, Tuff F, Carr A, Rachwald A, Marszałek E, Marszałek T, ... & Kokurewicz T (2024) Absence of lunar phobia in European swarming vespertilionid bats. *Sci Rep* 14(1):2675. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-53281-z>
- Appel G, López-Baucells A, Magnusson WE, Bobrowiec PED (2019) Temperature, rainfall, and moonlight intensity effects on activity of tropical insectivorous bats. *J Mammal* 100:1889-1900. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyz140>
- Arias-Aguilar A, Chacón-Madrugal E, LaVal R, Rodríguez-Herrera B (2020) Diversity and activity patterns of aerial insectivorous bats along an altitudinal gradient in a tropical forest in Costa Rica. *Hystrix* 31(1):58. <https://doi:10.4404/hystrix-00244-2019>
- Arias-Aguilar A, Hintze F, Aguiar LM, Ruf-ray V, Bernard E, Pereira MJR (2018) Who's calling? Acoustic identification of Brazilian bats. *Mamm Res* 63:231-253. <https://doi.org/10.1007/s13364-018-0367-z>
- Avila-Flores R, Fenton MB (2005) Use of spatial features by foraging insectivorous bats in a large urban landscape. *J Mammal* 86:1193-1204. <https://doi.org/10.1644/04-MAMM-A-085R1.1>

- Azofeifa Y, Estrada-Villegas S, Mavárez J, Nassar JM (2019) Activity of aerial insectivorous bats in two rice fields in the northwestern Llanos of Venezuela. *Acta Chiropterol* 21(1):149-163. <https://doi.org/10.3161/15081109ACC2019.21.1.012>
- Bailey AM, Ober HK, Reichert BE, McCleery RA (2019) Canopy cover shapes bat diversity across an urban and agricultural landscape mosaic. *Environ Conserv* 46(3):193-200. <https://doi.org/10.1017/S0376892919000109>
- Barataud M, Giosa S, Leblanc F, Ruf-ray V, Disca T, Tillon L, Dewynter M (2013) Identification et écologie acoustique des chiroptères de Guyane française. *Le Rhinolophe* 19:103-145.
- Barré K, Vernet A, Azam C, Le Viol I, Dumont A, Deana T, Kerbirou C (2022) Landscape composition drives the impacts of artificial light at night on insectivorous bats. *Environ Pollut* 292:118394. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118394>
- Beilke EA, Blakey RV, O'Keefe JM (2021) Bats partition activity in space and time in a large, heterogeneous landscape. *Ecol Evol* 11(11):6513-6526. <https://doi.org/10.1002/ece3.7504>
- Belwood JJ, Fullard JH (1984) Echolocation and foraging behaviour in the Hawaiian hoary bat, *Lasiurus cinereus semotus*. *Can J Zool* 62:2113-2120. <https://doi.org/10.1139/z84-306>
- Bender MJ, Castleberry SB, Miller DA, Wigley TB (2015) Site occupancy of foraging bats on landscapes of managed pine forest. *Forest Ecol Manag* 336:1-10. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.10.004>
- Bergeson SM, Holmes JB, O'Keefe JM (2020) Indiana bat roosting behavior differs between urban and rural landscapes. *Urban Ecosyst* 23:79-91. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00903-4>
- Caiza-Villegas A, Ginn F, van Hoven B (2024) Learning to live with synanthropic bats: Practices of tolerance and care in domestic space. *Soc Cult Geogr* 25(6):909-927. <https://doi.org/10.1080/14649365.2023.2209054>

- Callas M, Lumsden LF, Rendall AR, Yokochi K (2024) More trees and fewer roads: the importance of local and landscape features for insectivorous bats in open urban green spaces. *Wildl Res* 51(4). <https://doi.org/10.1071/WR23079>
- Carvalho WD, Lourenço EC, Luz JL, Xavier BS, Yantén AV, Costa LM (2024) Giving Wings to Sustainability: Brazil Needs to Consider Bats as Suppressors of Agricultural Pests and Tropical Disease Vectors. *Sustainability* 16(14):5858. <https://10.3390/su16145858>
- Chase J, Small MY, Weiss EA, Sharma D, Sharma S (1991) Crepuscular activity of *Molossus molossus*. *J Mammal* 72(2):414-418. <https://doi.org/10.2307/1382116>
- Costa LDM, Lourenço EC, Luz JL, Carvalho APF, Esbérard CEL (2011) Activity of two species of free-tailed bats over a stream in southeastern Brazil. *Acta Chiropt* 13:405-409. <https://doi.org/10.3161/150811011X624884>
- Cravens ZM, Boyles JG (2019) Illuminating the physiological implications of artificial light on an insectivorous bat community. *Oecologia* 189:69-77. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4300-6>
- da Costa CF, Arias-Aguilar A, Pereira MJR (2021) Aerial insectivorous bats in the Brazilian Pantanal: Diversity and activity patterns in response to habitat and microclimate. *Mastozool Neotrop* 28:604. <https://doi.org/10.31687/saremMN.21.28.2.0.09.e0604>
- de Araújo MLVS, Bernard E (2016) Green remnants are hotspots for bat activity in a large Brazilian urban area. *Urban Ecosyst* 19:287-296. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0487-z>
- Erickson JL, West SD (2002) The influence of regional climate and nightly weather conditions on activity patterns of insectivorous bats. *Acta Chiropt* 4:17-24. <https://doi.org/10.3161/001.004.0103>
- Esbérard CEL, Bergallo HG (2010) Foraging activity of the free-tailed bat *Molossus molossus* (Chiroptera; Molossidae) in southeastern Brazil. *Braz J Biol* 70:1011-1014. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842010000500013>

- Fenton MB, Boyle NH, Harrison TM, Oxley DJ (1977) Activity patterns, habitat use, and prey selection by some African insectivorous bats. *Biotropica* 73-85. <https://doi.org/10.2307/2387662>
- Fiske I, Chandler R (2011) Unmarked: an R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *J Stat Softw* 43:1-23. <https://doi.org/10.18637/jss.v043.i10>
- Fleming GM, Ramsay EE, Nurdin MRTJP, Duffy GA, Faber PA, Chown SL (2024) Sensitivity of insectivorous bat foraging guilds to urbanization and implications for sustainable development. *Glob Ecol Conserv* 51. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e02929>
- Gehrt SD, Chelsvig JE (2004) Species-specific patterns of bat activity in an urban landscape. *Ecol Appl* 14:625-635. <https://doi.org/10.1890/03-5013>
- Geipel I, Smeekes MJ, Halfwerk W, Page RA (2019) Noise as an informational cue for decision-making: the sound of rain delays bat emergence. *J Exp Biol* 222(3). <https://doi.org/10.1242/jeb.192005>
- Gili F, Newson SE, Gillings S, Chamberlain DE, Border JA (2020) Bats in urbanising landscapes: habitat selection and recommendations for a sustainable future. *Biol Conserv* 241:108343. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108343>
- Gomes DG, Appel G, Barber JR (2020) Time of night and moonlight structure vertical space use by insectivorous bats in a Neotropical rainforest: an acoustic monitoring study. *PeerJ* 8. <https://doi.org/10.7717/peerj.10591>
- Griffin DR (1971) The importance of atmospheric attenuation for the echolocation of bats (Chiroptera). *Anim Behav* 19:55-61. [https://doi.org/10.1016/S0003-3472\(71\)80134-3](https://doi.org/10.1016/S0003-3472(71)80134-3)
- Gutiérrez-Granados G, Rodríguez-Zúñiga MT (2024) Bats as indicators of ecological resilience in a megacity. *Urban Ecosyst* 27(2):479-489. <https://doi.org/10.1007/s11252-023-01462-5>
- Hagen EM, Sabo JL (2011) A landscape perspective on bat foraging ecology along rivers: does channel confinement and insect availability influence the response of bats to

- aquatic resources in riverine landscapes? *Oecologia* 166:751-760.  
<https://doi.org/10.1007/s00442-011-1913-4>
- Hastings LA, Chambers CL, Bergman DL, Theimer TC (2024) Increased bat activity at urban water sources: implications for cross-species transmission of bat rabies to mesocarnivores. *Urban Ecosyst* 27(1):75-84.  
<https://doi.org/10.1007/s11252-023-01413-0>
- Hayes JP (1997) Temporal variation in activity of bats and the design of echolocation-monitoring studies. *J Mammal* 78:514-524.  
<https://doi.org/10.2307/1382902>
- Hein CD, Castleberry SB, Miller KV (2009) Site-occupancy of bats in relation to forested corridors. *For Ecol Manage* 257:1200-1207.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.054>
- Hintze F, Barbier E, Bernard E (2016) Emballonuridae Gervais, 1855 (Chiroptera) of reserva biológica de Saltinho (Atlantic forest), in Brazil, revealed by echolocation. *Check List* 12:1925-1925. <https://doi.org/10.15560/12.4.1925>
- Holland RA, Meyer CF, Kalko EK, 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 Chiropt* 13:399-404.  
<https://doi.org/10.3161/150811011X624875>
- Jiang T, Guo X, Lin A, Wu H, Sun C, Feng J, Kanwal JS (2019) Bats increase vocal amplitude and decrease vocal complexity to mitigate noise interference during social communication. *Anim Cogn* 22:199-212. <https://doi.org/10.1007/s10071-018-01235-0>
- Jones G, Rydell J (1994) Foraging strategy and predation risk as factors influencing emergence time in echolocating bats. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 346:445-455. <https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0161>
- Jung K, Kalko EK (2011) Adaptability and vulnerability of high flying Neotropical aerial insectivorous bats to urbanization. *Divers Distrib* 17:262-274.  
<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00738.x>

- Jung K, Molinari J, Kalko EK (2014) Driving factors for the evolution of species-specific echolocation call design in new world free-tailed bats (Molossidae). *PLoS One* 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0085279>
- Jung K, Kalko EAV, Von Helversen O (2007) Echolocation calls in Central American emballonurid bats: signal design and call frequency alternation. *J Zool* 272:125-137. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00250.x>
- Kalnay E, Cai M (2003) Impact of urbanization and land-use change on climate. *Nature* 423:528-531. <https://doi.org/10.1038/nature01675>
- Kunz TH (1973) Resource utilization: temporal and spatial components of bat activity in central Iowa. *J Mammal* 54:14-32. <https://doi.org/10.2307/1378869>
- Kunz TH, Braun de Torrez E, Bauer D, Lobova T, Fleming TH (2011) Ecosystem services provided by bats. *Ann NY Acad Sci* 1223:1-38. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06004.x>
- LaVal RK, Lawton RO (2021) The effect of environmental variables on nightly activity patterns of insectivorous bats monitored over ten years in a tropical premontane forest, Costa Rica. *Neotrop Biodivers* 7:476–490. <https://doi.org/10.1080/23766808.2021.2000294>
- LaZerte SE (2016) urbanization-index. GitHub dataset. <https://github.com/steffilazerte/urbanization-index>.
- Lehrer EW, Gallo T, Fidino M, Kilgour RJ, Wolff PJ, Magle SB (2021) Urban bat occupancy is highly influenced by noise and the location of water: Considerations for nature-based urban planning. *Landsc Urban Plan* 210:104063. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104063>
- Li H, Crihfield C, Feng Y, Gaje G, Guzman E, Heckman T, Schug MD (2020) The weekend effect on urban bat activity suggests fine scale human-induced bat movements. *Animals* 10:1636. <https://doi.org/10.3390/ani10091636>
- Lima SL, O'Keefe JM (2013) Do predators influence the behaviour of bats? *Biol Rev Camb Philos Soc* 88:626-644. <https://doi.org/10.1111/brv.12021>

- Machado RB, Aguiar L, Jones G (2017) Do acoustic indices reflect the characteristics of bird communities in the savannas of Central Brazil? *Landscape Urban Plan* 162:36-43. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.01.014>
- MacKenzie DI, Bailey LL (2004) Assessing the fit of site-occupancy models. *J Agric Biol Environ Stat* 9:300-318. <https://doi.org/10.1198/108571104X3361>
- MacSwiney GMC, Cimé BB, Clarke FM, Racey PA (2009) Insectivorous bat activity at cenotes in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Acta Chiropterol* 11:139-147. <https://doi.org/10.3161/150811009X465758>
- Mazerolle MJ (2015) AICcmodavg: Model Selection and Multimodel Inference Based on (Q)AIC(c). R Package Version 2. pp. 0–3 <http://CRAN.R-project.org/package=AICcmodavg>
- McKinney ML (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* 52:883-890. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2)
- Mikula P, Hromada M, Tryjanowski P (2013) Bats and Swifts as food of the European Kestrel (*Falco tinnunculus*) in a small town in Slovakia. *Ornis Fennica* 90:178-185. <https://doi.org/10.51812/of.133832>
- Musila S, Bogdanowicz W, Syingi R, Zuhura A, Chylarecki P, Rydell J (2019) No lunar phobia in insectivorous bats in Kenya. *Mamm Biol* 95:77-84. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2019.03.002>
- Ochoa J, O'Farrell MJ, Miller BW (2000) Contribution of acoustic methods to the study of insectivorous bat diversity in protected areas from northern Venezuela. *Acta Chiropt* 2:171-183.
- Owens AC, Lewis SM (2018) The impact of artificial light at night on nocturnal insects: A review and synthesis. *Ecol Evol* 8:11337-11358. <https://doi.org/10.1002/ece3.4557>



- Paradis E, Schliep K (2019) ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R. *Bioinformatics* 35:526-528. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bty633>
- Parsons C, Evans MJ, Le Roux DS, Cunningham SA, Law B, Gibbons P (2024) Large Urban Trees are Keystone Structures for Australian Microbats. SSRN 4784127. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4784127>
- Pauli BP, Zollner PA, Haulton GS (2017) Nocturnal habitat selection of bats using occupancy models. *J Wildl Manag* 81:878-891. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21251>
- Perks SJ, Goodenough AE (2020) Abiotic and spatiotemporal factors affect activity of European bat species and have implications for detectability for acoustic surveys. *Wildl Biol* 2020(2):1-8. <https://doi.org/10.2981/wlb.00659>
- Pijanowski BC, Farina A, Gage SH, Dumyahn SL, Krause BL (2011) What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. *Landsc Ecol* 26:1213-1232. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9600-8>
- Pinero C, Gury Dohmen F, Beltran F, Martinez L, Novaro L, Russo S, ... & Cisterna DM (2012) High diversity of rabies viruses associated with insectivorous bats in Argentina: presence of several independent enzootics. *PLoS Negl Trop Dis* 6(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0001635>
- Pretorius M, Van Cakenberghe V, Broders H, Keith M (2020) Temperature explains variation in seasonal temporal activity of *Miniopterus natalensis* more than moonlight or humidity. *Mamm Res* 65(4):755-765. <https://doi.org/10.1007/s13364-020-00531-w>
- R Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>.
- RavenPro (2024). Cornell University, New York, United States of America <<https://www.ravensoundsoftware.com/>>
- Reiskind MH, Wund MA (2009) Experimental assessment of the impacts of northern long-eared bats on ovipositing *Culex* (Diptera: Culicidae) mosquitoes. *J Med Entomol* 46:1037-1044. <https://doi.org/10.1603/033.046.0510>

- Ribeiro J, Staudacher C, Martins CM, Ullmann LS, Ferreira F, Araujo JP, Biondo AW (2018) Bat rabies surveillance and risk factors for rabies spillover in an urban area of Southern Brazil. *BMC Vet Res* 14:1-8. <https://doi.org/10.1186/s12917-018-1485-1>
- Rico-Chávez O, Flores-Pérez N, Martínez-Pérez KU, del Carmen Villalobos-Segura M, Ávila-Flores R (2024) Bats, Pathogen Diversity and Rabies in a Changing Neotropic Landscape. In: *Ecology of Wildlife Diseases in the Neotropics*. Springer, Cham, pp 185-212. [https://doi.org/10.1007/978-3-031-50531-7\\_8](https://doi.org/10.1007/978-3-031-50531-7_8)
- Rivero GT (2019) Utilização do Google Earth Engine para monitoramento da urbanização no Distrito Federal. Dissertation, University of Brasília.
- Rivero-Monteagudo J, Mena JL (2023) Hourly activity patterns of the insectivorous bat assemblage in the urban–rural landscape of Lima, Peru. *J Mammal* 104:770-782. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyad015>
- Rodríguez-Aguilar G, Orozco-Lugo CL, Vleut I, Vazquez LB (2017) Influence of urbanization on the occurrence and activity of aerial insectivorous bats. *Urban Ecosyst* 20:477-488. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0608-3>
- Roeleke M, Teige T, Hoffmeister U, Klingler F, Voigt CC (2018) Aerial-hawking bats adjust their use of space to the lunar cycle. *Mov Ecol* 6:1-10. <https://doi.org/10.1186/s40462-018-0131-7>
- Russo D, Ancillotto L (2015) Sensitivity of bats to urbanization: a review. *Mamm Biol* 80:205-212. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2014.10.003>
- Russo D, Jones G (2002) Identification of twenty-two bat species (Mammalia: Chiroptera) from Italy by analysis of time-expanded recordings of echolocation calls. *J Zool* 258:91-103. <https://doi.org/10.1017/S0952836902001231>
- Saldaña-Vázquez RA, Munguía-Rosas MA (2013) Lunar phobia in bats and its ecological correlates: a meta-analysis. *Mamm Biol* 78:216-219. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2012.08.004>

- Scanlon AT, Petit S (2008) Effects of site, time, weather and light on urban bat activity and richness: considerations for survey effort. *Wildl Res* 35:821-834. <https://doi.org/10.1071/WR08035>
- Schaub A, Ostwald J, Siemers BM (2008) Foraging bats avoid noise. *J Exp Biol* 211:3174-3180. <https://doi.org/10.1242/jeb.022863>
- Schimpp SA, Li H, Kalcounis-Rueppell MC (2018) Determining species specific nightly bat activity in sites with varying urban intensity. *Urban Ecosyst* 21:541-550. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0737-y>
- Schnitzler HU, Kalko EK (2001) Echolocation by insect-eating bats: we define four distinct functional groups of bats and find differences in signal structure that correlate with the typical echolocation tasks faced by each group. *Bioscience* 51:557-569. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0557:EBIEB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0557:EBIEB]2.0.CO;2)
- Silva-Duarte L, Herrera-Sarmiento MM, Serrano-Cardozo VH, Ramírez-Pinilla MP (2023) Reproductive activity and diet of an urban population of Pallas' free-tailed bats *Molossus molossus* (Molossidae). *Acta Chiropterol* 25(2):237-250. <https://doi.org/10.3161/15081109ACC2023.25.2.004>
- Silveira M, Tomas WM, Fischer E, Bordignon MO (2018) Habitat occupancy by *Artibeus planirostris* bats in the Pantanal wetland, Brazil. *Mamm Biol* 91:1-6. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.03.003>
- Sorace A, Gustin M (2009) Distribution of generalist and specialist predators along urban gradients. *Landsc Urban Plan* 90:111-118. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.10.019>
- Stanley C, Bagniewska JM, Grabowska-Zhang A, Hesselberg T (2023) Wooded streets, but not streetlight dimming, favour bat activity in a temperate urban setting. *J Urban Ecol* 9(1). <https://doi.org/10.1093/jue/juad011>
- Starik N, Gyax L, Götttert T (2024) Unexpected bat community changes along an urban–rural gradient in the Berlin–Brandenburg metropolitan area. *Sci Rep* 14(1):10552. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-61317-7>

- Sueur J, Farina A (2015) Ecoacoustics: the Ecological Investigation and Interpretation of Environmental Sound. *Biosemiotics*. <https://doi.org/10.1007/s12304-015-9248-x>.
- The GIMP Development Team (2019) GIMP. Retrieved from <https://www.gimp.org>
- Threlfall C, Law B, Penman T, Banks PB (2011) Ecological processes in urban landscapes: mechanisms influencing the distribution and activity of insectivorous bats. *Ecography* 34:814-826. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06939.x>
- Vale TR, Vale GR (1976) Suburban bird populations in west-central California. *J Biogeogr* 3:157-165. <https://doi.org/10.2307/3038144>
- Vásquez DA, Grez AA, Rodríguez-San Pedro A (2020) Species-specific effects of moonlight on insectivorous bat activity in central Chile. *J Mammal* 101(5):1356-1363. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyaa095>
- Voigt CC, Schneeberger K, Voigt-Heucke SL, Lewanzik D (2011) Rain increases the energy cost of bat flight. *Biol Lett* 7:793-795. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2011.0313>
- Williams CB, Singh BP (1951) Effect of moonlight on insect activity. *Nature* 167:853-853. <https://doi.org/10.1038/167853a0>
- Wolda H (1980) Seasonality of tropical insects. *J Anim Ecol* 49:277-290. <https://doi.org/10.2307/4289>
- Yates MD, Muzika RM (2006) Effect of forest structure and fragmentation on site occupancy of bat species in Missouri Ozark forests. *J Wildl Manag* 70:1238-1249. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2006\)70\[1238:EOFSAF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2006)70[1238:EOFSAF]2.0.CO;2)