



MATHEUS CAMARGO SILVA MANCINI

**EFEITOS DA PAISAGEM SOBRE UMA COMUNIDADE
DE MORCEGOS NO SUL DE MINAS GERAIS: ESPÉCIES,
TRAÇOS FUNCIONAIS E PADRÕES DE ATIVIDADE**

LAVRAS – MG

2022

MATHEUS CAMARGO SILVA MANCINI

**EFEITOS DA PAISAGEM SOBRE UMA COMUNIDADE DE MORCEGOS NO
SUL DE MINAS GERAIS: ESPÉCIES, TRAÇOS FUNCIONAIS E PADRÕES DE
ATIVIDADE**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Paisagens Fragmentadas e Agroecossistemas, para a obtenção do título de Doutor.

Prof. Dr. Renato Gregorin

Orientador

LAVRAS – MG

2022

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Mancini, Matheus Camargo Silva.

Efeitos da paisagem sobre uma comunidade de morcegos no sul
de Minas Gerais: espécies, traços funcionais e padrões de atividade
/ Matheus Camargo Silva Mancini. - 2022.

137 p. : il.

Orientador(a): Renato Gregorin.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2022.
Bibliografia.

1. Ecologia de paisagem. 2. Diversidade funcional. 3.
Bioacústica. I. Gregorin, Renato . . II. Título.

MATHEUS CAMARGO SILVA MANCINI

**EFEITOS DA PAISAGEM SOBRE UMA COMUNIDADE DE
MORCEGOS NO SUL DE MINAS GERAIS: ESPÉCIES, TRAÇOS
FUNCIONAIS E PADRÕES DE ATIVIDADE**

**LANDSCAPE EFFECTS ON A BAT COMMUNITY IN SOUTHERN MINAS
GERAIS STATE: SPECIES, FUNCTIONAL TRAITS AND ACTIVITY PATTERNS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Paisagens Fragmentadas e Agroecossistemas, para a obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 17 de Janeiro de 2022.

Dr^a. Vanessa Leite Rezende, UFLA

Dr. Paulo Estefano Dineli Bobrowiec, INPA

Dr^a. Guilliana Appel, INPA

Dr. Fábio de Carvalho Falcão, UESC

Prof. Dr(a). Renato Gregorin
Orientador(a)

**LAVRAS-MG
2022**

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras, e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, pela oportunidade de realização do doutorado.

Ao Professor e grande amigo Renato Gregorin, que além de ter me orientado e ensinado muito ao longo de toda minha pós-graduação, também me ajudou e apoiou em diversos momentos que fugiam da esfera profissional. Muito obrigado.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, por todo conhecimento compartilhado.

Aos professores Rafael Zenni e Flávia Coelho, por terem acompanhado e contribuído com esse trabalho ao longo de todo o seu desenvolvimento.

À Letícia Langsdorff e Lucas Del-Sarto, grandes amigos, grandes parceiros de campo e grandes cientistas.

À todas as pessoas do meu laboratório e do atual centro de Biodiversidade da UFPA. Agradeço a todos pela amizade, pelas conversas, pelos cafés e por sempre fazer do nosso local de trabalho um ambiente amigável e agradável.

À todos os proprietários das áreas onde coletamos. Gildo (“Casquinha”), Lucas, Mariléia, Wilker, Fernandão, João (“Bosquinho”), Rafael, Thiago, Edimir (“Mico”), Júlio, Vamberto e José Roberto (“Zezé”). Muito obrigado não só por permitir a realização desse estudo em suas propriedades, mas principalmente por nos receber e acolher como se fossemos membros de suas famílias.

À toda minha família, em especial meus pais, Adriana e Marcelo, por sempre terem me incentivado e acreditado em mim, bem como por terem me ensinado a correr atrás de meus sonhos. Não teria chegado tão longe se não fosse por vocês.

À Tássia e Ana Lua, os novos membros da família que ganhei ao longo do doutorado.

À todas as pessoas que de alguma forma contribuíram para esse trabalho, seja através de contribuições diretas ou indiretas, seja através de proporcionarem bons momentos que me ajudaram a seguir nos momentos de dificuldade.

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudos (Código de Financiamento 001).

Ao Programa Bolsas FUNBIO – Conservando o Futuro, realizado pelo FUNBIO e pelo Instituto Humanize, pelo financiamento dos equipamentos e das atividades de campo.

RESUMO

As mudanças no uso e cobertura do solo são consideradas atualmente uma das principais atividades responsáveis pela perda de biodiversidade ao redor do mundo. Tal fato, aliado a ideia de que essas atividades devem se intensificar ainda mais ao longo do século 21, torna desejável a realização de estudos que avaliem como a biodiversidade responde a essas modificações. Nessa tese, dividida em dois capítulos, foi avaliado como diferentes tipos de uso do solo afetam os traços funcionais e os padrões de atividade de morcegos em uma paisagem antropizada localizada na região sul do estado de Minas Gerais. No primeiro capítulo avaliou-se como a quantidade de habitat, a conectividade, e a quantidade de paisagem destinada às atividades antrópicas (pastagem, agricultura e silvicultura) afetam os traços funcionais de dois grupos de morcegos, os morcegos Phyllostomidae e os morcegos Molossidae e Vespertilionidae (também conhecidos como “morcegos insetívoros aéreos”). Os traços funcionais avaliados para os morcegos Phyllostomidae foram tipo de dieta, massa corporal, “wing load” e “aspect ratio”, enquanto os traços avaliados para os morcegos Molossidae e Vespertilionidae foram duração, espectro de frequência e a frequência de máxima energia das vocalizações de ecolocalização. Já no segundo capítulo foi avaliado como as mesmas variáveis de paisagem afetam a atividade de forrageio, a atividade de alimentação, e a diversidade de frequências emitidas pela comunidade de morcegos insetívoros aéreos. Além disso, foi avaliado também como as variáveis de paisagem afetam a frequência de ocorrência dos sonótipos registrados. Os resultados do primeiro capítulo sugerem que para os morcegos Phyllostomidae, os animais não-frugívoros e com maior massa corporal (>25g) são os mais vulneráveis à intensificação do uso do solo. Para os morcegos Molossidae e Vespertilionidae as vocalizações com duração entre 5-12ms e espectro de frequência entre 6-8 kHz foram as mais utilizadas ao longo de todo o gradiente, sugerindo que essas são as vocalizações mais adequadas para explorar a paisagem de estudo. A conectividade foi a variável que apresentou o maior poder de explicação sobre todos os traços funcionais avaliados. Já os resultados do segundo capítulo sugerem que o tamanho do fragmento e a quantidade de habitat na paisagem são as variáveis com o maior poder de explicação sobre a atividade de alimentação e sobre o número de frequências utilizadas pela comunidade, respectivamente. A conectividade foi a variável que melhor explicou a frequência de ocorrência dos sonótipos registrados.

Palavras-chave: Redes-de-neblina, Detector de ultrassom, Floresta Atlântica Semi-Decídua, Escala de Efeito, Análise de Classes Latentes.

ABSTRACT

Land use and land cover changes are nowadays considered one of the main activities responsible for biodiversity losses around the world. This, together with the idea that these activities should intensify even more thought the 21 century makes the realization of studies focused on evaluate how biodiversity responds to these changes desirable. In this dissertation, composed by two chapters, it was evaluated how different types of land use affect the functional traits and the activity patterns of bats in a human-modified landscape located at the south region of the Minas Gerais state. In the first chapter it was evaluated how habitat amount, connectivity, and amount of landscape used by human activities (pastures, crops and silviculture) affect the functional traits of two bat groups, the Phyllostomidae bats and the Molossidae and Vespertilionidae bats(also called “aerial insectivorous bats”). For Phyllostomidae bats, the functional traits evaluated were diet type, body mass, wing load and aspect ratio, while for Molossidae and Vespertilionidae bats the evaluated traits were call duration, bandwidth, and the frequency of maximum energy of the echolocation calls. In the second chapter it was evaluated how the same landscape variables affect the foraging activity, the feeding activity, and the diversity of frequencies emitted by the aerial insectivore bat community. Moreover, it was also evaluated how the landscape variables affect the frequency of occurrence of the sonotypes recorded. The results of chapter one suggests that for Phyllostomidae bats the non-frugivore and high body mass (>25g) animals are the ones more vulnerable to the increasing of land use intensification. To Molossidae and Vespertilionidae bats the echolocation calls with durations around 5-12ms and bandwidth around 6-8 kHz were used more frequently throughtout the landscape gradient, suggesting that these vocalizations are more suited to explore the study landscape. Lanscape connectivity was the variable that showed the highest explanation power on all the functional traits evaluated. The results of chapter two suggest the fragment size, and the habitat amount in the landscape are the variables with the highest explanation power on feeding activity, and the number of frequencies used by the community, respectively. Landscape connectivity was the variable with the highest explanation power on the frequency of occurrence of the sonotypes detected.

Keywords: Mist-nest, Ultrasound Detector, Semi-Deciduous Atlantic Forest, Scale of Effect, Latent Class Analysis.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1 - Traços funcionais: uma abordagem para avaliar a sensibilidade de morcegos às modificações na paisagem

- Figura 1 – Canto superior direito: mapa da região sudeste do Brasil, com o estado de Minas Gerais destacado em azul. O polígono vermelho destaca a área dos municípios inclusos no presente estudo. Em detalhe: mapa de uso e cobertura do solo da área de estudo. Escala dos buffers: 0.5, 1.5 e 3 quilômetros, respectivamente.....26
- Figura 2 – Modelo com os efeitos da conectividade na escala de três quilômetros sobre os diferentes tipos de dieta. Latent Class 1: frugívoros. Latent Class 2: insetívoros, nectarívoros e hematófagos. Asterisco indica relação significativa ($p \leq 0.05$).....33
- Figura 3 – Modelos com os efeitos da conectividade na escala de três quilômetros sobre os valores de massa com pelo menos três registros (esquerda) e com pelo menos seis registros (direita). Valores de traço pertencentes a cada uma das classes latentes estão disponíveis no tópico “Massa corpórea”. Asteriscos indicam relação significativa ($p \leq 0.05$).....34
- Figura 4 – Modelo com o efeito da conectividade na escala de três quilômetros sobre o traço alar “wing load”. Asterisco indica relação significativa ($p \leq 0.05$).....35
- Figura 5 – Modelo com o efeito da conectividade na escala de três quilômetros sobre o traço alar “aspect ratio”. Asterisco indica relação significativa ($p \leq 0.05$).....36
- Figura 6 – Modelo avaliando os efeitos da conectividade na escala de três quilômetros sobre o traço bandwidth. Valores de traço pertencentes a cada uma das classes latentes estão disponíveis no tópico “Bandwidth”. Asteriscos indicam relação significativa ($p \leq 0.05$).....37
- Figura 7 – Modelo avaliando o efeito da conectividade na escala de três quilômetros sobre a duração das vocalizações de morcegos. Valores de traço pertencentes a cada uma das classes latentes estão disponíveis no tópico “Duration”. Asterisco indica relação significativa ($p \leq 0.05$).....38
- Figura 8 – Modelos com os efeitos da conectividade na escala de três quilômetros sobre os valores de frequência de máxima energia com no mínimo três registros (esquerda) e com no mínimo seis registros (direita). Valores de traço pertencentes a cada uma das classes latentes estão disponíveis no tópico “Frequência de máxima energia”. Asteriscos indicam relação significativa ($p \leq 0.05$).....39
- Figura suplementar 1 – Resultados da análise de correlação (Spearman) entre as variáveis de paisagens estudadas.....60

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 2 - Efeitos da paisagem sobre morcegos insetívoros aéreos: espécies, frequências, atividade social e de alimentação

Figura 1 – Canto superior direito: mapa da região sudeste do Brasil, com o estado de Minas Gerais destacado em azul. O polígono vermelho destaca a área dos municípios inclusos no presente estudo. Em detalhe: mapa de uso e cobertura do solo da área de estudo. Escala dos buffers: 0.5, 1.5 e 3 quilômetros, respectivamente.....104

Figura 2 – Uma vocalização de alimentação emitida pelo sonótipo *Lasiurus blossevillii/Eptesicus brasiliensis*. O marcador branco destaca a parte terminal característica desse tipo de atividade.....107

Figura 3 – Sonótipos de morcegos detectados no presente estudo. A e B – Molossidae, C – Vespertilionidae. Mone – *Molossops neglectus*, Mosp – *Molossus* ‘small size’, Momo – *Molossus molossus*, Mocu/re – *Molossus currentium/rufus*, Prce – *Promops centralis*, Nysp1 – *Nyctinomops/Eumops* sp1, Nysp2 – *Nyctinomops/Eumops* sp2, Nysp3 – *Nyctinomops/Eumops* sp3, Cyno – *Cynomops* sp., Eusp1 – *Eumops* sp1, Eusp2 – *Eumops* sp2, Mysp1 – *Myotis* sp1, Mysp2 – *Myotis* sp2, Mysp3 – *Myotis* sp3, Mysp4 – *Myotis* sp4, La/Ep – *Lasiurus blossevillii/Eptesicus brasiliensis*, Epbr – *Eptesicus brasiliensis*, Epfu – *Eptesicus furinalis*, Laeg – *Lasiurus ega/egregius*, Hive – *Histiotus velatus*. *Molossus rufus* é conhecido atualmente como *Molossus fluminensis*. Nós mantivemos a nomenclatura antiga para facilitar comparação com as chaves acústicas existentes.....111

Figura 4 – Modelo linear generalizado mostrando o efeito da porcentagem de floresta (escala de três quilômetros) sobre o número de frequências de máxima energia utilizadas pela comunidade de morcegos insetívoros aéreos. Asterisco indica relação significativa ($p \leq 0.05$), e a área sombreada representa o intervalo de confiança a 95%.....112

Figura 5- Modelo linear generalizado evidenciando o efeito do tamanho do fragmento sobre a quantidade de vocalizações de alimentação emitidas pela comunidade de morcegos insetívoros aéreos. Asterisco indica relação significativa ($p \leq 0.05$), e a área sombreada representa o intervalo de confiança a 95%.....113

Figura 6 – Análise de classes latentes mostrando os efeitos da conectividade (escala de três quilômetros) sobre a frequência de ocorrência dos quatro grupos de resposta formados. LC1: *Lasiurus blossevillii/Eptesicus brasiliensis*; LC2: *Eptesicus furinalis*; LC3: *Lasiurus ega/egregius*, *Molossus currentium/rufus*, *Nyctinomops/Eumops* sp.2, *Nyctinomops/Eumops* sp.3; LC4: *Cynomops* sp., *Eptesicus brasiliensis*, *Eumops* sp.1, *Eumops* sp.2, *Histiotus velatus*, *Molossus molossus*, *Myotis* sp.1, *Myotis* sp.2, *Myotis* sp.3, *Myotis* sp.4, *Nyctinomops/Eumops* sp.1, *Promops centralis*. Asteriscos indicam relação significativa ($p \leq 0.05$).....114

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1 - Traços funcionais: uma abordagem para avaliar a sensibilidade de morcegos às modificações na paisagem

Tabela suplementar 1 – Variáveis de paisagem de cada ponto amostral em cada uma das escalas estudadas no presente estudo.....	61
Tabela suplementar 2 – Resultados dos modelos avaliando o efeito de diferentes tipos de uso do solo sobre o traço dieta.....	62
Tabela suplementar 3 – Resultados dos modelos avaliando o efeito de diferentes tipos de uso do solo sobre o traço massa corporal (modelos considerando ≥ 3 registros e ≥ 6 registros).....	64
Tabela suplementar 4 – Resultados dos modelos avaliando o efeito de diferentes tipos de uso do solo sobre o traço “wing load”.....	69
Tabela suplementar 5 – Resultados dos modelos avaliando o efeito de diferentes tipos de uso do solo sobre o traço “aspect ratio”.....	71
Tabela suplementar 6 – Resultados dos modelos avaliando o efeito de diferentes tipos de uso do solo sobre o traço “bandwidth”.....	74
Tabela suplementar 7 – Resultados dos modelos avaliando o efeito de diferentes tipos de uso do solo sobre o traço duração.....	80
Tabela suplementar 8 – Resultados dos modelos avaliando o efeito de diferentes tipos de uso do solo sobre o traço frequência de máxima energia (FME). Modelos considerando ≥ 3 registros e ≥ 6 registros.....	84

Capítulo 2 - Efeitos da paisagem sobre morcegos insetívoros aéreos: espécies, frequências, atividade social e de alimentação

Tabela suplementar 1 – Variáveis de paisagem de cada ponto amostral em cada uma das escalas estudadas no presente estudo.....	127
Tabela suplementar 2 – Resultados dos modelos avaliando os efeitos de diferentes tipos de uso do solo sobre diferentes aspectos da comunidade de morcegos insetívoros aéreos.....	128

Tabela suplementar 3 – Resultados dos modelos avaliando os efeitos de diferentes tipos de uso do solo sobre a frequência de ocorrência dos sonótipos encontrados no presente estudo.....	129
--	-----

SUMÁRIO

	PRIMEIRA PARTE.....	12
1	INTRODUÇÃO GERAL.....	13
	REFERÊNCIAS.....	16
	SEGUNDA PARTE – ARTIGOS.....	18
	ARTIGO 1 - TRAÇOS FUNCIONAIS: UMA ABORDAGEM PARA AVALIAR A SENSIBILIDADE DE MORCEGOS ÀS MODIFICAÇÕES NA PAISAGEM.....	19
	ARTIGO 2 - EFEITOS DA PAISAGEM SOBRE MORCEGOS INSETÍVOROS AÉREOS: ESPÉCIES, FREQUÊNCIAS E ATIVIDADE DE ALIMENTAÇÃO	98
2	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	137

PRIMEIRA PARTE
INTRODUÇÃO GERAL

Introdução Geral

As mudanças no uso e cobertura do solo são atualmente um dos principais agentes responsáveis pela perda de biodiversidade ao redor do mundo (Wilting et al., 2017; Marques et al., 2019). Essas atividades são necessárias para o desenvolvimento humano e são esperadas de aumentar ainda mais ao longo do século XXI (Tilman et al. 2017; Kok et al., 2018). Tais fatos tornam desejável uma melhor compreensão sobre como a biodiversidade responde a essas mudanças, de modo que seus padrões de resposta possam ser previstos e de forma que estratégias de manejo mais amigáveis possam ser desenvolvidas.

Apesar de existir uma elevada quantidade de estudos voltados a essa questão, muitas lacunas ainda precisam ser preenchidas (Fahrig, 2003; Pardini et al., 2017). Por exemplo, existe ainda uma grande lacuna a respeito de como as mudanças no uso e cobertura do solo afetam os traços funcionais dos organismos (Pardini et al., 2017). Os traços funcionais são características morfológicas, ecológicas e fisiológicas que estão relacionadas com o desempenho dos organismos no ambiente (McGill et al., 2006; Violle et al., 2007), e com as funções ecológicas que esses organismos realizam no ecossistema (Díaz e Cabido, 2001). Esse conhecimento é desejável pois através dele é possível avaliar quais são as características que tornam os organismos mais sensíveis às modificações da paisagem, bem como quais são as funções ecológicas mais ameaçadas por essas modificações.

Outra lacuna existente a respeito desse tema é sobre os efeitos que a modificação no uso do solo possui sobre alguns grupos taxonômicos menos estudados (Mendes e Srbek-Araújo, 2021). Por exemplo, existem diversos estudos na região neotropical avaliando os efeitos da fragmentação e perda de habitat sobre os morcegos, um grupo diverso tanto taxonômica quanto funcionalmente (Kunz et al. 2011; Castillo-Figueroa, 2020). Contudo, a grande maioria desses estudos avaliou apenas os padrões de resposta dos morcegos pertencentes à família Phyllostomidae (morcegos que normalmente voam no interior e borda da vegetação), enquanto que outras famílias (ex. Molossidae, Vespertilionidae, Emballonuridae – conhecidos também como “morcegos insetívoros aéreos”) foram muito menos estudadas (Arias-Aguilar et al., 2018). Essa lacuna torna

desejável a realização de estudos com esses grupos sub-amostrados, uma vez que esses animais já se encontram sujeitos às modificações no uso e cobertura do solo e compreendem aproximadamente 40% da fauna de morcegos neotropicais (Mancini et al., 2019).

Essas lacunas de conhecimento nortearam o presente estudo, que foi realizado com a intenção de trazer mais informações a respeito desses temas. Mais especificamente, nessa tese buscou-se avaliar como mudanças no uso e cobertura do solo afetam os traços funcionais e os padrões de atividade de uma comunidade de morcegos na região Sul do estado de Minas Gerais, Brasil. Na tentativa de abranger a comunidade de morcegos de uma forma mais completa, foram utilizadas duas metodologias simultaneamente. O primeiro método consistiu no uso de redes-de-neblina, um equipamento eficiente para inventariar os morcegos Phyllostomidae, os quais costumam voar no interior da vegetação (Sampaio et al., 2003; Meyer et al., 2011). Já o segundo método consistiu no uso de detectores de ultrassom, um método apropriado para inventariar os morcegos insetívoros aéreos (representados nesse estudo pelas famílias Molossidae e Vespertilionidae), os quais costumam voar em altitudes elevadas e emitem chamadas de ecolocalização de elevada intensidade (Rydell et al., 2002; Sampaio et al., 2003).

Essa tese foi dividida em dois capítulos, de modo a avaliar dois aspectos distintos da comunidade. O capítulo um teve como objetivo avaliar como os traços funcionais dos morcegos Phyllostomidae e dos morcegos Molossidae e Vespertilionidae respondem à um gradiente de modificação da paisagem. Esse estudo permitiu avaliar quais são os traços funcionais que tornam cada grupo de morcegos mais sensíveis às modificações na paisagem, bem como quais são as modificações na paisagem que são mais prejudiciais para esses animais. Já o capítulo dois teve como objetivo avaliar como as modificações na paisagem afetam os padrões de atividade dos morcegos Molossidae e Vespertilionidae. Esse estudo permitiu avaliar como os comportamentos de forrageio e de alimentação desses morcegos são influenciados pelas modificações no uso e cobertura do solo.

Os capítulos que compõe essa tese encontram-se em formato de artigo. O capítulo um será submetido para a revista *Functional Ecology*, e encontra-se nas formatações dessa revista. Já o capítulo dois será submetido na revista *Landscape*

Ecology, e também encontra-se nas normas dessa revista. Espera-se que os resultados dessa tese ajudem a minimizar as lacunas existentes sobre os efeitos das modificações da paisagem sobre os morcegos da região neotropical, bem como ajude a nortear futuros estudos voltados a preencher essas lacunas.

REFERÊNCIAS

- Arias-Aguilar, A.; Hintze, F.; Aguiar, L.M.S.; Rufay, V.; Bernard, E.; Pereira, M.J.R. 2018. Who is calling? Acoustic identification of Brazilian bats. **Mammalian Research**, 63(3): 231-253.
- Castillo-Figueroa, D. 2020. Why bats matter: a critical assessment of bat-mediated ecological processes in the Neotropics. **European Journal of Ecology**, 6.1: 77-101.
- Díaz, S.; Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology and Evolution**, 16(11): 646-655.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**. 34(2003): 487-515.
- Kok, M.T.J.; Alkemade, R.; Bakkenes, M.; van Eerdt, M.; Janse, J.; Mandryk, M.; Kram, T.; Lazarova, T.; Meijer, J.; van Oorschot, M.; Westhoek, H.; van der Zagt, R.; van der Berg, M.; van der Esch, S.; Prins, A.G.; van Vuuren, D. P. 2018. Pathways for agriculture and forestry to contribute to terrestrial biodiversity conservation: A global scenario-study. **Biological Conservation**, 221 (2018): 137-150.
- Kunz, T.H., Torrez, E.B., Bauer, D., Lobova, T., Fleming, T.H., 2011. Ecosystem services provided by bats. **Annals New York Academy of Science**, 1223(2011): 1-38.
- Mancini, M.C.S.; Laurindo, R.S.; Hintze, F.; Mello, R.M.; Gregorin, R. 2019. Different bat guilds have distinct functional responses to elevation. **Acta Oecologica**, 96 (2019): 35-42.
- Marques, A.; Martins, I.S.; Kastner, T.; Plutzer, C.; Theurl, M.C.; Eisenmenger, N.; Huijbregts, M.A.J.; Wood, R.; Stadler, K.; Bruckner, M.; Canelas, J.; Hilbers, J.P.; Tukker, A.; Erb, K.; Pereira, H.M. 2019. Increasing impacts of land use on biodiversity and carbon sequestration driven by population and economic growth. **Nature Ecology & Evolution**, 3(2019): 628-637.
- McGill, B.J.; Enquist, B.J.; Weiher, E.; Westoby, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in Ecology and Evolution**, 21(4): 178-185.
- Mendes, P., Srbek-Araujo, A.C. 2020. Effects of land-use changes on Brazilian bats: a review of current knowledge. **Mammal Review**, 51(1): 127-142.
- Meyer, C.F.J.; Aguiar, L.M.S.; Aguirre, L.F.; Baumgarten, J.; Clarke, F.M.; Cosson, J.; Villegas, S.E.; Fahr, J.; Faria, D.; Furey, N.; Henry, M.; Hodgkison, R.; Jenkins, R.K.B.; Jung, K.G.; Kingston, T.; Kunz, T.H.; Gonzalez, M.C.M.; Moya, I.; Patterson, B.D.; Pons, J.; Racey, P.A.; Rex, K.; Sampaio, E.M.; Solari, S.; Stoner, K.E.; Voight, C.C.; Staden, D.; Weise, C.D.; Kalko, E.K.V. 2011. Accounting for detectability improves estimates of species richness in tropical bat surveys. **Journal of Applied Ecology**, 48: 777-787.

Pardini, R.; Nichols, E.; Püttker, T. 2017. Biodiversity response to habitat loss and fragmentation. In: **Encyclopedia of the Anthropocene** (Dominick A. Dellasala and Michael I. Goldstein, eds.), p229-239. Amsterdã, Elsevier.

Rydell, J.; Arita, H.T.; Santos, M.; Granados, J. 2002. Acoustic indentification of insectivorous bats (order Chiroptera) of Yucatán, México. **Journal of Zoology**, 257(1): 27-36.

Sampaio, E.M.; Kalko, E.K.V.; Bernard, E.; Rodríguez-Herrera, B.; Handley, C.O. 2003. A biodiversity assessment of bats (Chiroptera) in a tropical lowland rainforest of central Amazonia, including methodological and conservation considerations. **Studies in Neotropical Fauna and Environment**, 38(1): 17-31.

Tilman, D.; Clark, M.; Williams, D.R.; Kimmel, K.; Polasky, S.; Packer, C. 2017. Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. **Nature**, 546 (2017): 73-81.

Violle, C.; Navas, M.L.; Vile, D.; Kazakou, E.; Fortunel, C.; Hummel, I.; Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, 116(5): 882-892.

Wilting, H.C.; Schipper, A.M.; Bakkenes, M.; Meijer, J.R.; Huijbregts, M.A.J. 2017. Quantifying biodiversity losses due to human consumption: a global-scale footprint analysis. **Environmental Science & Technology**, 51(6): 3298-3306.

SEGUNDA PARTE
ARTIGOS

Traços funcionais: uma abordagem para avaliar a sensibilidade de morcegos às modificações na paisagem

Artigo elaborado de acordo com as normas da revista Functional Ecology

Matheus C. S. Mancini^{1*}, Letícia Langsdorff Oliveira², Lucas L. Del-Sarto Oliveira¹, Renato Gregorin²

¹ - Departamento de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Naturais, Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brazil. Av. Dr. Sylvio Menicucci, Caixa Postal 3037, CEP 37200-900.

² - Centro de Biodiversidade e Recursos Genéticos, Departamento de Biologia, Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brasil. Av. Dr. Sylvio Menicucci, Caixa Postal 3037, CEP 37200-900.

* corresponding author: mthmancini@gmail.com

Agradecimentos

Nós somos gratos a todos os proprietários por autorizarem a realização desse estudo em suas propriedades. Nós também agradecemos a Rafael D. Zenni e Flávia F. Coelho pelas suas contribuições ao longo do desenvolvimento do estudo. Esse projeto foi parcialmente financiado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES - código de financiamento 001), pelo Fundo Brasileiro para a biodiversidade (FUNBIO) e pelo Instituto Humanize (Programa Bolsas FUNBIO – código de financiamento 037/2019).

Conflito de interesses

Os autores declaram que não há conflito de interesses para essa publicação.

Contribuição dos autores

MCSM concebeu o trabalho, coletou e analisou os dados, e escreveu o manuscrito. LLO e LLDO coletaram os dados e revisaram o manuscrito. RG ajudou na concepção do trabalho e revisou o manuscrito. Todos os autores contribuíram criticamente para o manuscrito e deram aprovação final para publicação.

Disponibilidade dos dados

Os dados dessa pesquisa serão disponibilizados no site Figshare caso esse manuscrito seja aceito.

Traços funcionais: uma abordagem para avaliar a sensibilidade de morcegos às modificações na paisagem

Resumo

As modificações na paisagem causadas pelas atividades humanas têm sido consideradas como a principal ameaça para a conservação da biodiversidade ao redor do mundo. Apesar de existir uma grande quantidade de estudos que avaliam os efeitos dessas modificações sobre a biodiversidade, muitas lacunas ainda precisam ser preenchidas, como por exemplo, o efeito dessas modificações sobre os traços funcionais das espécies. Nesse estudo, foi avaliado como os morcegos de uma comunidade têm seus traços funcionais afetados por um gradiente de intensificação no uso do solo, em uma paisagem antropizada localizada no Sudeste do Brasil. Por meio do uso de redes-de-neblina e detectores de ultrassom, traços funcionais morfológicos, ecológicos e acústicos de dois grupos da comunidade de morcegos foram coletados, os morcegos Phyllostomidae e os morcegos das família Molossidae e Vespertilionidae (também conhecidos como “insetívoros aéreos”). O efeito de diferentes características da paisagem sobre os traços funcionais e acústicos foi avaliado através de uma análise de classes latentes. Os resultados indicam que para os morcegos Phyllostomidae, os animais não-frugívoros e com elevada massa corporal (>25g) são os mais sensíveis ao aumento na intensidade de modificação na paisagem. Já para os morcegos Molossidae e Vespertilionidae a evidência sugere que ao longo de toda a paisagem de estudo esses animais tendem a emitir vocalizações com espectros de frequência baixos (6-8 kHz) e durações moderadas (5-12 ms). Os resultados encontrados nesse estudo sugerem que a conectividade é a variável mais importante para manter a abundância e diversidade dos traços funcionais avaliados aqui.

Palavras-chave: Diversidade funcional, floresta Atlântica estacional semidecidual, filtros ambientais, paisagens agrícolas, morcegos neotropicais.

Introdução

A biodiversidade global enfrenta atualmente a maior crise para sua preservação (Butchart et al., 2010; Ceballos et al., 2017; Driscoll et al., 2018). Dos agentes que ameaçam a biodiversidade, as mudanças na cobertura e no uso do solo causadas pelas atividades humanas são atualmente as mais importantes (Newbold et al., 2015; Wilting et al., 2017; Marques et al., 2019). Com demandas cada vez mais elevadas por espaço para exploração, produção e moradia (Wilting et al., 2017; Driscoll et al., 2018), a cada ano os humanos modificam mais as paisagens, tornando-as cada vez mais inóspitas para a biodiversidade (Powers and Jetz, 2019). Em alguns ecossistemas naturais distribuídos pelo globo, as atividades humanas chegaram a reduzir sua cobertura natural a menos de um terço da original (Myers et al., 2000). Isso tem graves consequências para a biodiversidade, como a redução da área de vida de algumas espécies (Hinam and Clair, 2008), mudanças nas características abióticas dos habitats remanescentes (Magnago et al., 2015) e a redução da diversidade genética causada pelo isolamento de subpopulações (Aguilar et al., 2008; Lino et al., 2018). Nesses locais, onde há pouca chance de que áreas utilizadas para atividades humanas voltem a ser destinadas para preservação/restauração ambiental, existe uma urgência de que se compreenda melhor como a biodiversidade responde às modificações nas paisagens, de modo que possamos entender quais são as melhores práticas de manejo para preservar e restaurar a biodiversidade em ambientes modificados (Bennett et al., 2006; Wilson et al., 2016; Pardini et al., 2017; Resasco et al., 2017).

Estudos em ecologia de paisagens sugerem que muitas características da paisagem possuem relevância para a manutenção da biodiversidade em ecossistemas modificados (Pardini et al., 2017; Siqueira et al. 2021). O tamanho e a forma dos remanescentes, por exemplo, possuem o potencial de oferecer maior área de habitat para a biota (Tabarelli and Gascon, 2005), além de poder mitigar alterações no microclima causadas pela fragmentação (Magnago et al., 2015) e influenciar na taxa de predação (Hansen et al., 2018). O tipo de matriz que circunda os remanescentes de habitat também pode afetar a capacidade de um organismo se deslocar pela paisagem (Boesing et al., 2018). Normalmente, matrizes contendo usos de solo com características mais próximas ao habitat natural podem atuar como mecanismos facilitadores para dispersão,

enquanto que matrizes muito abertas podem dificultar a movimentação e aumentar a chance de mortalidade de potenciais dispersores (Boesing et al., 2018). Além da permeabilidade da matriz, a conectividade entre os remanescentes vista sob a perspectiva do organismo focal também é um fator importante para sua manutenção nesses ecossistemas, uma vez que ela pode facilitar a dispersão de indivíduos e o fluxo gênico mesmo em matrizes pouco permeáveis, mediante estratégias como os corredores e os trampolins ecológicos (Uezu et al., 2008; Luque et al., 2012; Uroy et al., 2019; Siqueira et al. 2021).

Apesar de existir um extenso corpo de literatura a respeito dos efeitos dessas e outras características da paisagem sobre a biodiversidade, existem ainda muitas lacunas a serem preenchidas (Fahrig 2003; Pardini et al., 2017). Por exemplo, apesar da elevada quantidade de estudos avaliando os efeitos da modificação da paisagem sobre a ocorrência e riqueza/diversidade de espécies (Fahrig 2003; Pardini et al., 2017), muito menos informação existe a respeito dos efeitos dessas variáveis sobre os traços funcionais das espécies (Pardini et al., 2017). Os estudos com traços funcionais avaliam como características morfológicas, comportamentais e fisiológicas dos organismos estão relacionadas com seu desempenho (McGill et al., 2006; Violle et al., 2007) e com as funções ecológicas que esses organismos realizam no ambiente (Díaz and Cabido, 2001; Tilman, 2001). Mais ainda, estudos com traços funcionais buscam também entender como essas características são afetadas por mudanças ambientais (Laureto et al., 2015; Miatta et al., 2021). Esse entendimento é crucial para a biologia da conservação, pois permite o desenvolvimento de práticas e estratégias de manejo que mitiguem os impactos negativos aos quais esses grupos (e suas respectivas funções ecológicas) estão suscetíveis (Cadotte et al., 2011; Miatta et al., 2021).

Dentro da perspectiva funcional, um grupo de organismos reconhecido por apresentar elevada diversidade morfológica e desempenhar diversas funções ecológicas nos ecossistemas em que habitam são os morcegos (Simmons, 2005; Kunz et al. 2011; Castillo-Figueroa, 2020). Com uma grande diversidade de dietas, estratégias de forrageio e preferências no uso do espaço (Denzinger and Schnitzler, 2013), os morcegos realizam funções como dispersão de sementes (Muscarella and Fleming, 2007; Castillo-Figueroa, 2020) e polinização (Fleming et al., 2009; Castillo-Figueroa, 2020) de diversos grupos de plantas, bem como o controle populacional de diversos

tipos de presas, invertebrados (Ricucci and Lanza, 2014; Castillo-Figueroa, 2020) e vertebrados (Bonato et al., 2004; Oelbaum et al., 2019). A elevada diversidade funcional dos morcegos faz deles bons modelos para estudos funcionais, permitindo avaliar, por exemplo, os filtros ambientais (Hanspach et al., 2012; Cisneros et al., 2014). Os filtros ambientais ocorrem quando o ambiente possui características bióticas e/ou abióticas que permitem ou facilitam a ocorrência de apenas um subconjunto dos traços funcionais presentes na comunidade, “filtrando” aqueles traços que não são aptos a permanecer nas condições daquele ambiente (Cisneros et al., 2014). O conceito de filtros ambientais é interessante porque permite detectar grupos de organismos mais sensíveis a determinadas modificações, de modo que uma atenção maior possa ser dada à conservação desses grupos.

Apesar de existir uma elevada quantidade de estudos buscando entender como os traços funcionais dos morcegos são afetados pelas modificações na paisagem (Hanspach et al., 2012; Farneda et al., 2005; Cisneros et al., 2016; García-Morales et al., 2016; Rocha et al., 2017; Núñez et al., 2019), ainda existem muitas lacunas a serem preenchidas. Por exemplo, muitos desses estudos avaliam a sensibilidade dos traços funcionais frente à fragmentação de habitats contínuos, como a floresta Amazônica (Farneda et al., 2005; Rocha et al., 2017; Núñez et al., 2019). Contudo, pouco se sabe sobre a sensibilidade e persistência desses traços em ecossistemas que já se encontram fragmentados, como por exemplo, a Mata Atlântica, um dos biomas mais ameaçados do mundo pela modificação de paisagens (Rezende et al., 2018). Por fim, a maioria desses estudos avaliou as respostas dos morcegos da família Phyllostomidae exclusivamente, desconsiderando assim os morcegos de outras famílias (como Molossidae, Vespertilionidae e Emballonuridae - mas ver Wordley et al., 2017 e Núñez et al., 2019), os quais podem compor aproximadamente 40% da fauna de morcegos neotropicais (Mancini et al., 2019). Essas lacunas tornam desejável a realização de estudos que avaliem como os morcegos e seus traços funcionais são afetados pelas modificações na paisagem em ecossistemas já fragmentados, bem como estudos que considerem a resposta ecológica dos morcegos de outras famílias que não Phyllostomidae, as quais ainda são pouco estudadas nos neotrópicos (Arias-Aguilar et al., 2018).

Nesse estudo, buscou-se avaliar como os traços funcionais de dois grupos de morcegos neotropicais distintos são afetados por um gradiente de intensificação de

modificação da paisagem. Esses grupos diferem na forma com que usam o espaço e no modo de forrageio, com um grupo que se alimenta no interior/borda da vegetação (morcegos Phyllostomidae) e outro grupo que preda suas presas no ar (morcegos Molossidae e Vespertilionidae no presente estudo). Mais especificamente, foi avaliado como os traços funcionais morfológicos, ecológicos e bioacústicos são afetados por variações na quantidade de habitat, no tipo de matriz, e na conectividade da paisagem, bem como no tamanho e na forma dos remanescentes estudados. Como principais hipóteses, nós esperamos que 1) para os morcegos da família Phyllostomidae a perda de habitat e de conectividade, bem como a predominância de matrizes abertas, vão afetar negativamente os traços alares relacionados à mobilidade (“wing load” e “aspect ratio”), uma vez que a maioria dos morcegos Phyllostomidae dependem de remanescentes vegetais para obter alimento e possuem asas capazes de manobrar em áreas obstruídas, mas pouco adaptadas para percorrer longas distâncias em espaço aberto. Além disso, a perda de habitat também irá afetar negativamente os animais com massas corporais maiores e os animais animalívoros, os quais precisam de maior quantidade de habitat para sua área de vida e para localizar suas presas, respectivamente; 2) para os morcegos das famílias Molossidae e Vespertilionidae a redução na quantidade de habitat e na conectividade vão afetar negativamente os animais que emitem chamadas de ecolocalização com espectros de frequência (“bandwidth”) e frequências de máxima energia altos, bem como chamadas de ecolocalização com durações curtas. Esse resultado é esperado porque vocalizações com essas características são adaptadas para navegar e forragear em ambientes mais próximos da vegetação, enquanto que vocalizações com espectros menores, frequências mais baixas e durações mais longas são melhores para explorar o ambiente aberto.

Material e Métodos

Ética e Material coletado

A realização desse estudo foi autorizada pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) e pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) sob as licenças SISBIO 65730-1 e SISBIO 65730-2. Esse estudo seguiu as

recomendações de Sikes et al. (2016) para captura e coleta de espécimes. Indivíduos testemunhos estão armazenados na Coleção de Mamíferos da Universidade Federal de Lavras (CMUFLA).

Área de estudo

Esse estudo foi realizado na região sul do estado de Minas Gerais, sudeste brasileiro, em uma área abrangendo os municípios de São Vicente de Minas, Andrelândia, Minduri, Cruzília e Carrancas (Figura 1). A paisagem regional é composta principalmente por fragmentos de Mata Atlântica (floresta estacional semidecidual), e uma matriz composta por áreas destinadas ao cultivo de eucalipto, e agropecuária (Figura 1). As principais atividades agropecuárias são a produção de gado e o cultivo de culturas como milho, feijão, soja, trigo e aveia. A região também apresenta algumas manchas de campos rupestres, uma vez que se situa em uma área de ecótono entre Mata Atlântica e Cerrado (Gavilanes and Brandão, 1991; Lima et al., 2011) e atinge altitudes com elevação pouco acima de 1500 m. Estudos anteriores já destacaram a elevada diversidade biológica da região, bem como a pressão que a modificação de paisagens causa na mesma (Drummond et al., 2005; Lima et al., 2011; Machado et al., 2013; Moras et al., 2013). O clima segundo Köppen é do tipo subtropical úmido com invernos secos e verões temperados (Cwb – Alvares et al., 2014). A estação chuvosa dura de outubro à março, enquanto a estação seca dura de abril à setembro. A temperatura anual média da região é de 18.7 °C, e a pluviosidade média de 1546 mm (Fick and Hijmans, 2017). A vegetação nativa é do tipo Floresta Estacional Semidecidual Montana, estabelecida acima dos 500 m de altitude (IBGE, 2012). Todos os nossos pontos amostrais estão situados em uma elevação entre 971 e 1131 metros acima do nível do mar.

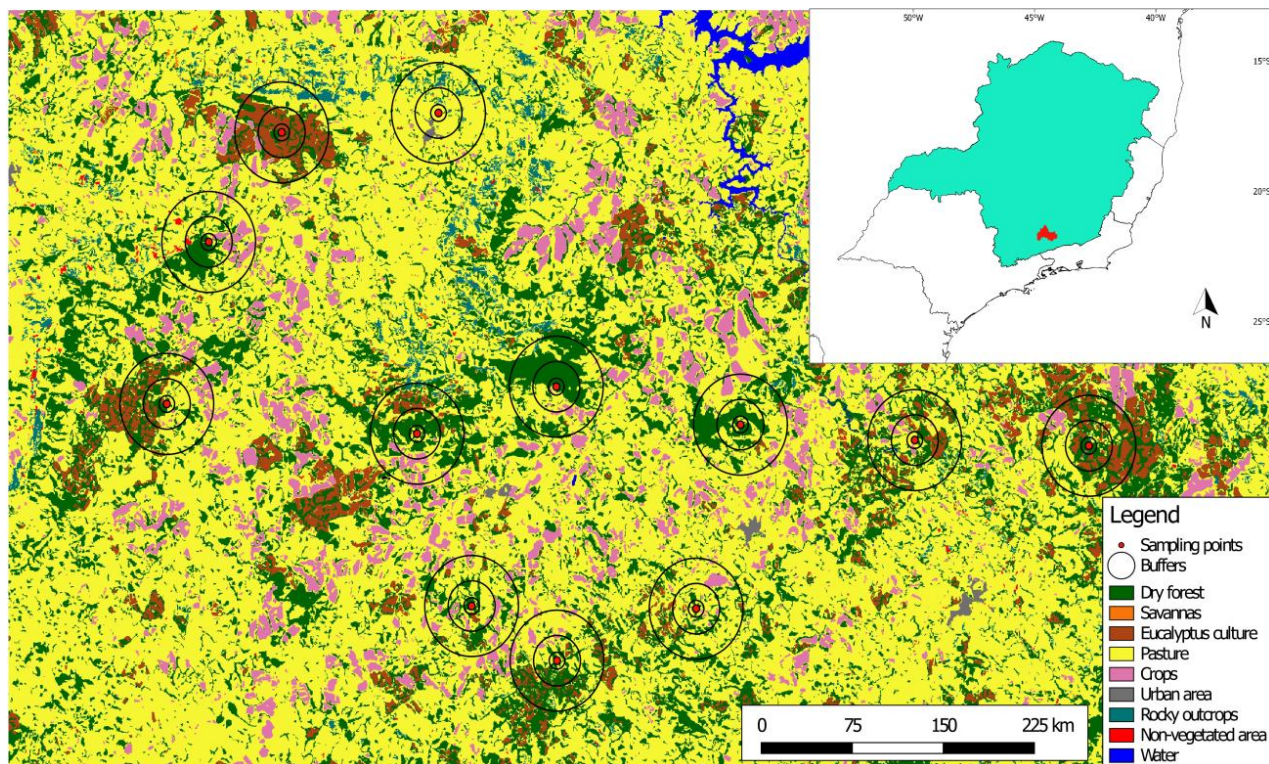


Figura 1 - Canto superior direito: mapa da região sudeste do Brasil, com o estado de Minas Gerais destacado em azul. O polígono vermelho destaca a área dos municípios incluídos no presente estudo. Em detalhe: mapa de uso e cobertura do solo da área de estudo. Escala dos buffers: 0,5, 1,5 e 3 quilômetros, respectivamente.

Coleta de dados

1. Definição dos pontos amostrais e coleta de dados de paisagem

Foram selecionados pessoalmente 12 pontos amostrais em nossa área de estudo com a intenção de formar um gradiente de intensidade de modificação da paisagem. Esses pontos amostrais foram selecionados em um mapa de uso e cobertura do solo da área de estudo do ano de 2019, obtido no site MAPBIOMAS (Souza et al., 2020).

A seleção dos pontos amostrais também levou em consideração fatores logísticos como acessibilidade e autorização por parte dos proprietários.

O gradiente de intensidade de modificação da paisagem foi estabelecido de forma que nas áreas com maior intensidade de modificação são encontradas paisagens com fragmentos menores, mais isolados, com menor quantidade de vegetação nativa e dominadas por matrizes antrópicas (pastos, cultivos e/ou plantações de eucalipto). De maneira oposta, as áreas com menor intensidade de modificação (situadas no outro extremo do gradiente) apresentam paisagens com maiores fragmentos e maiores quantidades de vegetação nativa, enquanto que a matriz antrópica é menos dominante. As variáveis medidas na escala de paisagem (conectividade e % de cobertura dos diferentes tipos de uso do solo existentes) foram calculadas em três escalas distintas: 500m, 1.5km e 3km. Isso foi feito na tentativa de encontrar a escala em que os morcegos respondem à paisagem em maior intensidade (a chamada “escala de efeito” – Jackson and Fahrig, 2015). Essas escalas foram escolhidas porque elas abrangem a área de vida de espécies de morcegos com diversos portes corpóreos (Heithaus and Fleming, 1978; Albrecht et al., 2007; Trevelin et al., 2013; Ramírez-Mejía et al., 2020), além de já terem sido detectadas como escalas de efeito em outros estudos com morcegos nos neotrópicos (Cisneros et al., 2014; 2016; Ramírez-Mejía et al., 2020), permitindo que os dados sejam diretamente comparativos.

As seguintes variáveis foram medidas, e cada uma delas teve o seguinte intervalo (“range”) ao longo do gradiente: tamanho do fragmento amostrado (0.7-1231.5 hectares), forma do fragmento amostrado (razão área-perímetro: 56.5-590), conectividade (3km: 8-716, 1.5km: 3.8-703, 0.5km: 0-100.5), % de vegetação nativa (3km: 8.8-53.5, 1.5km: 5.3-63.7, 0.5km: 2-77.9), % de pastagem (3km: 17.1-68.5, 1.5km: 1.7-67.8, 0.5km: 0-79.8), % de plantação (3km: 0.6-10.2, 1.5km: 0-9.2, 0.5km: 0-6.1), e % de eucalipto (3km: 0.09-40.7, 1.5km: 0-68.9, 0.5km: 0-61. Ver Tabela Suplementar 1 para os valores exatos de cada métrica de paisagem em cada ponto amostral). Todas as variáveis foram obtidas no software FRAGSTATS (McGarigal et al., 2012) após o mapa de uso e cobertura do solo da área de estudo ter sido preparado no software QGIS (QGIS Development Team, 2015). A

conectividade foi calculada através do índice *proximity*, disponível no software FRAGSTATS.

2. Amostragem de morcegos

2.1 Morcegos da família Phyllostomidae

Redes de neblina foram utilizadas para amostrar os morcegos que normalmente voam no sub-bosque da vegetação, representados principalmente por morcegos da família Phyllostomidae (O'Farrell and Gannon, 1999; Sampaio et al., 2003; Meyer et al., 2011). Por esse motivo, apenas os morcegos dessa família foram considerados nas análises para esse grupo funcional. Em cada ponto amostral foram instaladas oito redes de neblina com tamanho 2.5 X 12m e malha 16x16 mm (Ecotone©). As redes foram abertas no final da tarde, antes do por do Sol, e permaneceram abertas durante seis horas. As redes foram colocadas na borda dos fragmentos e em trilhas preexistentes no interior da vegetação. Quando colocadas em trilhas preexistentes, as redes ficaram a uma distância de no máximo 200 metros da borda do fragmento. Cada ponto amostral foi amostrado oito vezes, sendo quatro em cada estação, chuvosa e seca. Isso totalizou um esforço amostral de 13.824 h.m² por ponto amostral e 165.888 h.m² para todo o estudo (esforço amostral calculado como área total de rede x tempo total de amostragem). As coletas de dados foram efetuadas entre Março de 2019 e Setembro de 2020.

2.2 Morcegos das famílias Molossidae e Vespertilionidae

Para amostrar os morcegos que normalmente utilizam o espaço aberto e semi-aberto foi empregado o método de bioacústica (Blumstein et al., 2011), eficiente para inventariar os morcegos das famílias Molossidae, Vespertilionidae e Emballonuridae (O'Farrell and Gannon, 1999; Rydell et al., 2002; Sampaio et al., 2003). Um detector modelo SM4BAT-FS (Wildlife Acoustics, USA) foi utilizado para gravar um período de três horas começando ao pôr do Sol, registrando assim o primeiro pico de atividade da noite (Rydell et al., 1996; Hayes, 1997). Esse detector foi instalado na borda dos fragmentos à uma altura de um metro e meio em relação ao solo, sempre com uma distância mínima de 150 metros das redes-de-neblina para evitar que uma

metodologia influenciasse na outra. As seguintes configurações foram utilizadas: Gain = 12 dB, Sample Rate = 500 kHz, Min Duration = 1.5 ms, Min Trig Freq = 10 kHz, Trigger Level = 12 dB, Trigger Window = 3 s, Max Length = 15 s. Cada ponto amostral foi amostrado seis vezes, três em cada estação (chuvosa e seca), durante o mesmo período de amostragem das redes de neblina. Isso totalizou um esforço amostral de 18 horas por ponto amostral e 216 horas para todo o estudo.

3. Traços funcionais

3.1 Morcegos da família Phyllostomidae

Para os morcegos Phyllostomidae foram coletados quatro traços funcionais de cada um dos indivíduos capturados: dieta, massa corporal, “wing load” e “aspect ratio”. A dieta está relacionada com os tipos de interações que os morcegos estabelecem na comunidade, e conseqüentemente com as funções ecológicas que eles desempenham. Esse traço foi o único avaliado em nível de espécie e foi classificado com base na literatura (Reis et al., 2007; Soriano, 2000; Farneda et al., 2015).

A massa corporal está relacionada com demanda energética, e foi obtida mediante uso de dinamômetro (em gramas). Os traços “wing loading” e “aspect ratio” são traços relacionados com manobrabilidade e sustentabilidade de voo, respectivamente (Norberg and Rayner, 1987). Esses traços foram obtidos fotografando-se a asa esquerda de cada morcego sobre um papel milimetrado, utilizando-se uma câmera Canon PowerShot SX30 IS. As fotos foram analisadas no software ImageJ (Rasband, 2012). Os animais capturados também foram identificados ao nível de espécie utilizando-se a chave taxonômica de Díaz et al. (2016). Uma descrição mais detalhada sobre a funcionalidade desses traços pode ser encontrada em Castillo-Figueroa and Pérez-Torres (2021).

3.2 Morcegos das famílias Molossidae e Vespertilionidae

Para esse grupo de morcegos a triagem dos dados acústicos seguiu duas etapas. Na primeira utilizou-se o software Kaleidoscope (Wildlife Acoustics©, USA) para passar um filtro de ruído nos dados, ou seja, uma análise dos arquivos desejados

que separa as gravações que não possuem vocalizações de morcegos (“ruído”). Após essa etapa, as gravações separadas foram conferidas individualmente para verificar se realmente não havia vocalizações de morcegos. As vocalizações de morcegos sem qualidade suficiente para serem identificadas foram marcadas como não identificáveis (NI).

Após essa primeira etapa de triagem de dados, analisou-se as gravações no software Raven Pro v1.6© (Cornell Lab of Ornithology, Ithaca). Foram configurados os parâmetros dos espectrogramas para Hanning window utilizando Fast Fourier Transformation 1024 size e 75% overlap. A fim de evitar contar o mesmo indivíduo múltiplas vezes e superestimar os traços funcionais, os dados foram divididos em blocos de um minuto, como sugerido por Miller (2001). Dessa forma, foi considerada como unidade amostral qualquer passagem de morcego (“bat pass”) de um determinado sonótipo com pelo menos três pulsos de boa qualidade ocorrendo dentro de um intervalo de um minuto (Lloyd et al., 2006; Miller, 2001). Após essa organização dos dados, foram coletados os traços funcionais de cada bat pass, definindo um valor médio baseado nos valores obtidos da medição de três a cinco pulsos. Os seguintes traços funcionais foram coletados: frequência de máxima energia (FME), duração (DUR) e espectro de frequência (bandwidth - BW). A FME é a frequência na qual cada morcego investe a maior energia em decibéis (López-Baucells et al., 2016) e está relacionada com diversos fatores, como o tipo de habitat que o animal é capaz de usar (Núñez et al., 2019), o tamanho corporal dos indivíduos (Jung et al., 2014), e com a capacidade de detectar e ser detectado por potenciais presas (Fenton and Fullard, 1979; Houston et al., 2004; Hofstede and Ratcliffe, 2016). DUR e BW são traços relacionados ao tipo de local em que o morcego forrageia (Schnitzler and Kalko, 2001; Schnitzler et al., 2003). Geralmente DUR maiores e BW curtas são emitidas por animais que forrageiam em áreas abertas, enquanto que menores DUR e maiores BW indicam animais que usam espaços mais fechados ou de borda (Schnitzler and Kalko, 2001; Schnitzler et al., 2003). Além da coleta dos traços funcionais, as vocalizações obtidas também foram identificadas até o menor nível taxonômico possível com suporte da literatura (Jung et al., 2007, 2014; López-Baucells et al., 2016; Arias-Aguilar et al., 2018). Um detalhamento maior sobre esses traços pode ser encontrado em Castillo-Figueroa and Pérez-Torres (2021).

Análise de dados

Primeiramente, foi feita uma análise de correlação entre as variáveis de paisagem avaliadas. O teste de Shapiro foi utilizado para avaliar a normalidade das variáveis, e uma vez observada a não-normalidade dos dados, foi utilizada a correlação de Spearman (Artusi et al., 2002). Uma vez que o resultado dessa análise demonstrou haver uma forte correlação ($\geq 70\%$) entre algumas das variáveis utilizadas (figura S1), optou-se por ficar apenas com uma delas e descartar as demais. Para fazer essa seleção de uma forma não arbitrária, optou-se por construir modelos para cada traço funcional usando cada uma dessas variáveis como a variável explicativa. Após esse passo foi avaliado qual dessas métricas possui o maior poder de explicação sobre os traços funcionais dos morcegos. Assim, foi possível comparar estatisticamente qual das variáveis correlacionadas era a melhor para ser utilizada. Após a realização dessa etapa, constatou-se que para todos os traços funcionais a conectividade era a variável de paisagem com maior poder de explicação dentre as variáveis correlacionadas (Tabelas Suplementares 2-8), sendo essa então a variável que permaneceu para a construção dos modelos finais.

Em uma segunda etapa, foi feito um teste de Mantel para avaliar a possível existência de autocorrelação espacial nos dados de composição de espécies. Como aqui trabalhou-se com duas metodologias distintas, foi feito um teste de autocorrelação espacial para cada uma das bases de dados utilizadas (redes-de-neblina e detector de ultrassom), de modo a avaliar a possível existência de autocorrelação espacial para a composição de espécies de morcegos Phyllostomidae e de morcegos Molossidae e Vespertilionidae. Como os resultados do teste de Mantel não foram significativos para nenhum dos grupos estudados (família Phyllostomidae: $p = 0.73$; famílias Molossidae e Vespertilionidae: $p = 0.37$), todos os pontos amostrais foram considerados como réplicas independentes para as análises.

Para avaliar como cada traço funcional responde aos gradientes de paisagem, os dados foram analisados por meio da análise de classes latentes (LCA). A LCA detecta subgrupos dentro de uma população inicial com base em seus padrões de resposta às

variáveis observadas (Chen et al., 2012; 2016). Assim, foi analisado como cada um dos traços funcionais dos morcegos responde a cada uma das variáveis de paisagem avaliadas. Inicialmente seriam incluídos nas análises apenas os valores de traço que apresentaram no mínimo seis registros ao longo do gradiente. Contudo, para os traços massa corporal e frequência de máxima energia houve muitos valores que tiveram menos de seis registros ao longo do gradiente, e uma análise sem esses elementos representaria a resposta de apenas uma parcela da comunidade. Sendo assim, para esses dois traços funcionais foram feitas duas análises: uma contendo apenas os valores com seis ou mais registros e outra contendo todos os valores com três ou mais registros. Dessa forma, foi possível avaliar as respostas dos valores com menos de seis registros e observar o efeito da sua inclusão no poder de explicação dos modelos.

Todas as análises foram feitas no software R© (R Core Team, 2021). A análise de classes latentes foi feita utilizando-se o pacote *lcmm* (Proust-Lima et al., 2017). Todas as análises foram feitas utilizando a distância linear, e todos os modelos foram feitos com número de grupos de resposta variando de um (modelo nulo) a cinco. Todos os modelos consideraram o intercepto como fator aleatório, de modo a correlacionar todas as observações do mesmo sujeito (valor de traço). Todos os modelos foram feitos utilizando-se apenas uma variável como variável preditora (tabelas S2-S8). Após realização das análises, o Critério de Informação Bayesiano (BIC) foi utilizado para selecionar o melhor modelo, sendo o melhor modelo aquele com menor valor de BIC. O valor de significância adotado para todas as análises foi de $p \leq 0.05$. Os modelos que apresentaram classes latentes que não continham sujeitos (valores de traços funcionais) foram desconsiderados.

Resultados

Morcegos da família Phyllostomidae

1. Dieta

Para o traço dieta, 31 modelos com classes latentes contendo pelo menos um sujeito foram obtidos (tabela S2). O modelo com maior poder de explicação foi o modelo avaliando os efeitos da conectividade na escala de três quilômetros e com duas classes latentes, a classe 1, composta pelos animais frugívoros, e a classe 2, composta por animais insetívoros, nectarívoros e hematófagos (figura 2). Apesar de ambas as classes terem apresentado uma tendência positiva ao aumento da conectividade, o efeito dessa variável foi significativo apenas para a classe 1 (figura 2).

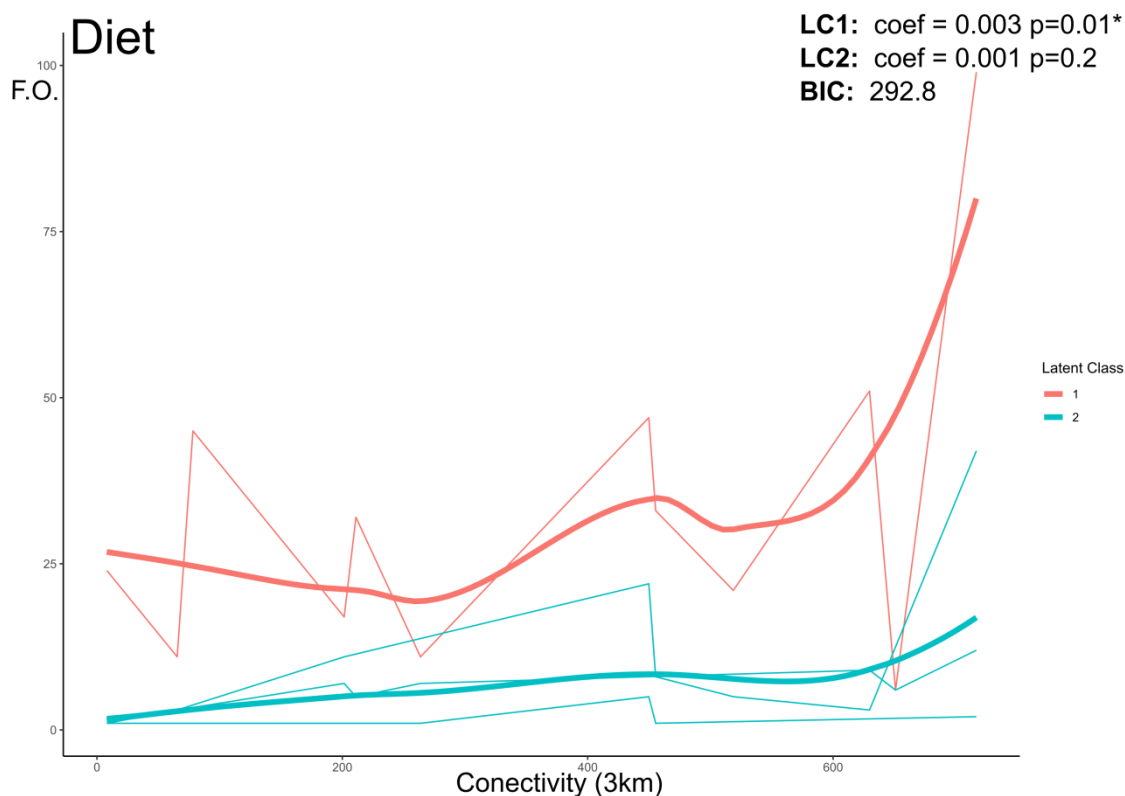
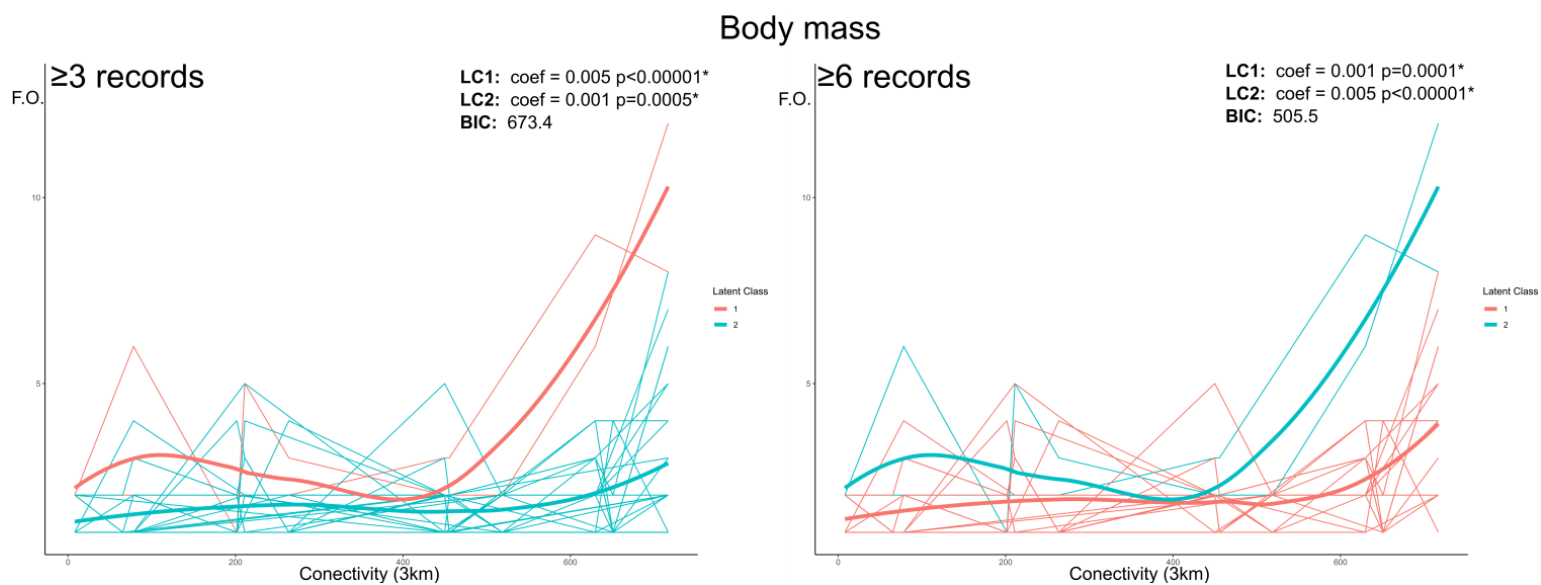


Figura 2 – Modelo com os efeitos da conectividade na escala de três quilômetros sobre os diferentes tipos de dieta. Latent Class 1: frugívoros. Latent Class 2: insetívoros, nectarívoros e hematófagos. Asterisco indica relação significativa ($p \leq 0.05$).

2. Massa corpórea

Para a massa corpórea 36 modelos contendo classes latentes com pelo menos um sujeito foram obtidos quando utilizando todos os traços com três ou mais registros, e 35 modelos foram obtidos quando utilizando somente os traços com seis ou mais

registros (tabela S3). Em ambos os casos, o modelo que teve o maior poder de explicação foi o que avaliou os efeitos da conectividade na escala de três quilômetros e com duas classes latentes. No modelo considerando traços com no



mínimo três registros a classe 1 foi composta pelos animais de 15 e 16 gramas, enquanto que a classe 2 foi composta por todos os outros valores de massa restantes (de 5 a 14, de 17 a 29, 35, 38, 39, 58, 60, 78, 82 e 96 gramas). O mesmo resultado foi encontrado no modelo considerando apenas os traços com no mínimo seis registros, contudo, nesse modelo a classe 1 foi composta pela maioria dos valores de massa (5, de 10 a 14, e de 17 a 24 gramas), enquanto que a classe 2 foi composta pelos valores 15 e 16 gramas. Em ambos os modelos, o efeito da conectividade foi significativo para as duas classes latentes (figure 3).

Figura 3 – Modelos com os efeitos da conectividade na escala de três quilômetros sobre os valores de massa com pelo menos três registros (esquerda) e com pelo menos seis registros (direita). Valores de traço pertencentes a cada uma das classes latentes estão disponíveis no tópico “Massa corpórea”. Asteriscos indicam relação significativa ($p \leq 0.05$).

3. Wing load

Para o traço “wing load” 27 modelos apresentaram classes latentes com pelo menos um sujeito (tabela S4). O modelo com melhor poder de explicação foi o que considerou os efeitos da conectividade na escala de três quilômetros e apenas uma

classe latente, composta por todos os valores de traço encontrados (de 7 a 19). Uma relação significativa foi observada (figura 4).

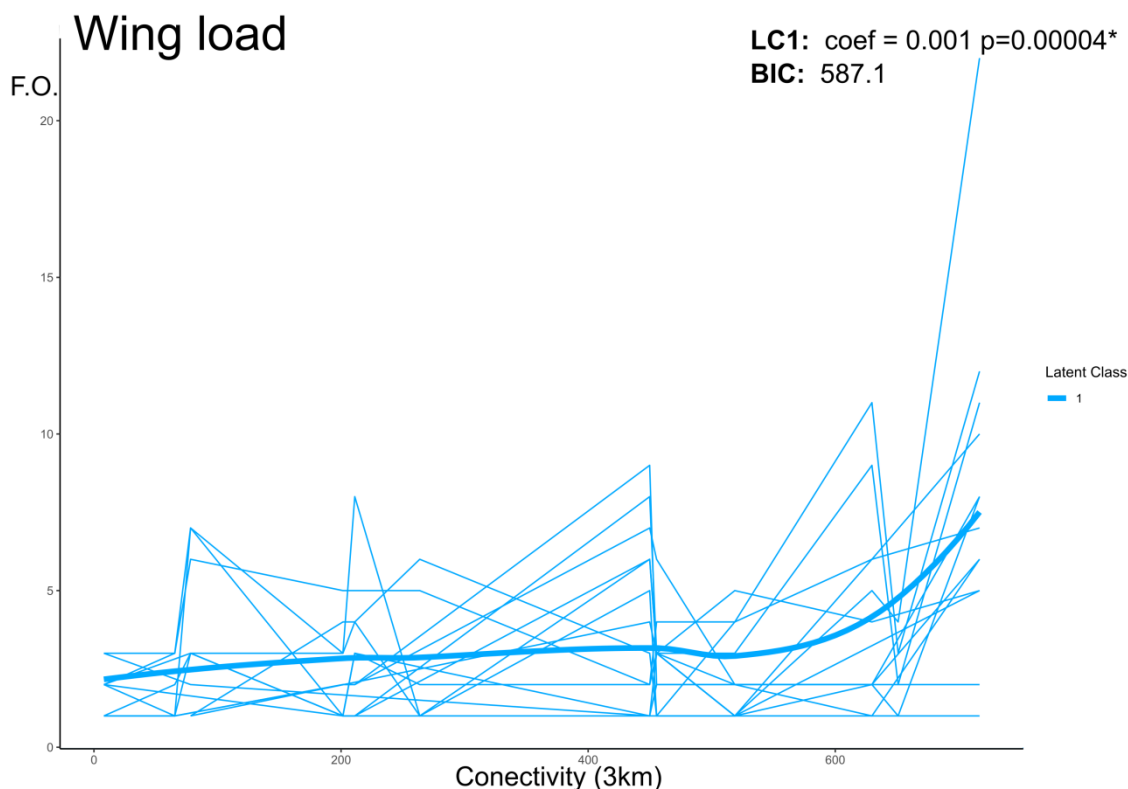


Figura 4 – Modelo com o efeito da conectividade na escala de três quilômetros sobre o traço alar “wing load”. Asterisco indica relação significativa ($p \leq 0.05$).

4. Aspect ratio

Para esse traço 48 modelos apresentaram classes latentes contendo o número mínimo de sujeitos para ser considerado (tabela S5). O modelo com maior poder explicativo foi o modelo avaliando o efeito da conectividade na escala de três quilômetros e com duas classes latentes. A classe 1 foi composta pelos valores 5 e 7, enquanto a classe 2 foi composta pelo valor 6. Apenas para a classe 2 uma relação significativa foi observada (figura 5).

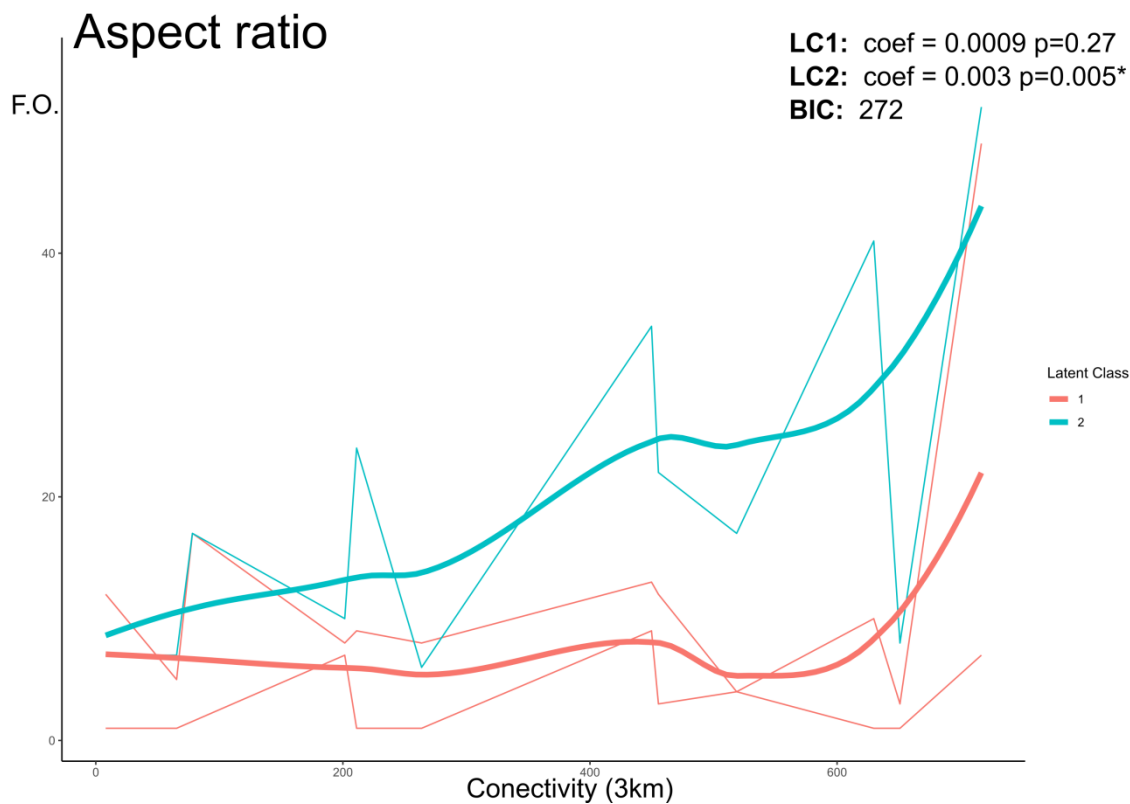


Figura 5 – Modelo com o efeito da conectividade na escala de três quilômetros sobre o traço alar “aspect ratio”. Asterisco indica relação significativa ($p \leq 0.05$).

Morcegos das famílias Molossidae e Vespertilionidae

1. Bandwidth

Para o traço espectro de frequência, 44 modelos apresentaram classes latentes contendo pelo menos um sujeito (tabela S6). O melhor modelo avaliou o efeito da conectividade na escala de três quilômetros com duas classes latentes: a classe 1 composta por animais que emitem vocalizações com espectro de frequência entre 6, 7 e 8 kHz, e a classe 2 composta por todos os outros valores restantes (3, 4, 5, de 9 a

42, 44, e 46 kHz). A relação encontrada foi significativa para ambas as classes latentes (figura 6).

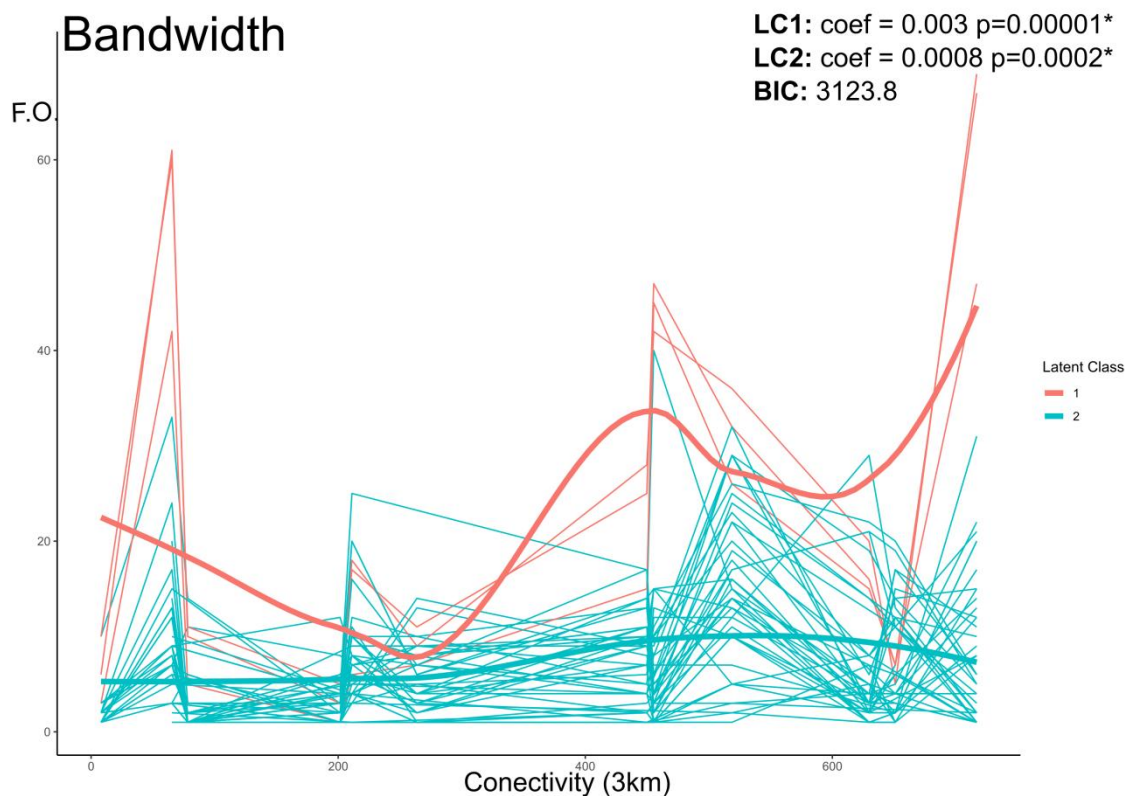


Figura 6 – Modelo avaliando os efeitos da conectividade na escala de três quilômetros sobre o traço “bandwidth”. Valores de traço pertencentes a cada uma das classes latentes estão disponíveis no tópico “Bandwidth”. Asteriscos indicam relação significativa ($p \leq 0.05$).

2. Duration

45 modelos se apresentaram plausíveis para explicar os efeitos da paisagem sobre a duração das vocalizações dos morcegos (table S7). O modelo com melhor poder de explicação avaliou o efeito da conectividade na escala de três quilômetros com três classes latentes. A classe 1 foi composta pelos valores 6, 7 e 8 ms. A classe 2 foi composta pelos valores 3, 4, e de 13 a 22 ms. A classe 3 foi composta pelos valores 5, e de 9 a 12 ms. Uma relação significativa foi observada para as classes 1 e 3 (figura 7).

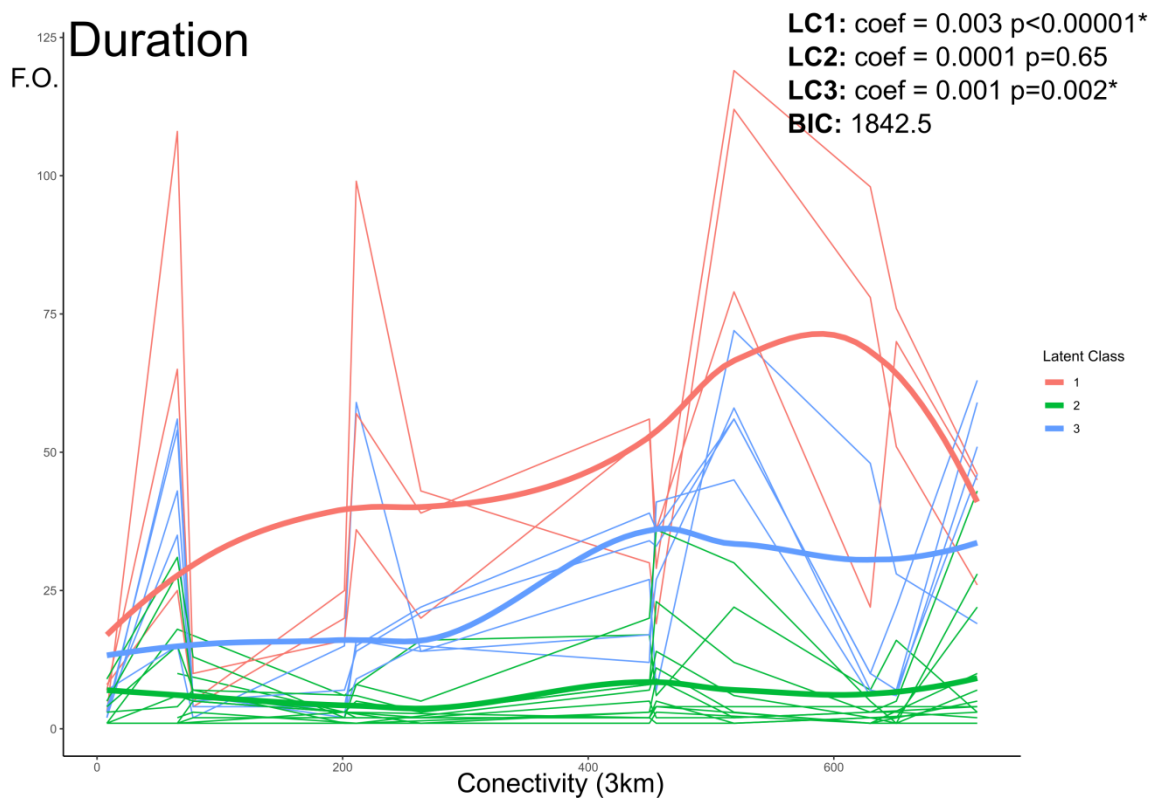


Figura 7 – Modelo avaliando o efeito da conectividade na escala de três quilômetros sobre a duração das vocalizações de morcegos. Valores de traço pertencentes a cada uma das classes latentes estão disponíveis no tópico “Duration”. Asterisco indica relação significativa ($p \leq 0.05$).

3. Frequência de máxima energia

Para a frequência de máxima energia 43 modelos plausíveis foram obtidos quando utilizando os traços com três ou mais registros, enquanto que 51 modelos plausíveis foram obtidos quando utilizando os traços com seis ou mais registros (tabela S8). Nos dois cenários o maior poder de explicação foi obtido quando os efeitos da conectividade na escala de três quilômetros foram analisados. Foram encontradas duas classes latentes no modelo considerando traços com no mínimo três registros: a classe 1 composta pelos valores de 26 a 29, 40, e de 45 a 47 kHz; e a classe 2 composta pelos demais valores (de 7 a 25, de 30 a 39, de 41 a 44, de 48 a 50, e de 52 a 63 kHz). Nesse

modelo, a relação foi significativa apenas para a classe 1 (figura 8). Já no modelo considerando apenas os traços com no mínimo seis registros foram encontradas três classes latentes. A classe 1 foi composta pelos valores 45 e 46 kHz. A classe 2 foi composta pelos valores 22, 23, de 26 a 30, de 39 a 41 e 47 kHz; enquanto a classe 3 foi composta pelos valores 8, de 14 a 21, 24, 25, 31, 32, 34, de 36 a 38, de 42 a 44, de 48 a 50, de 52 a 54, 57, 60, 61 e 63 kHz. Nesse modelo, o efeito da conectividade foi significativo para as classes 1 e 2 (figura 8).

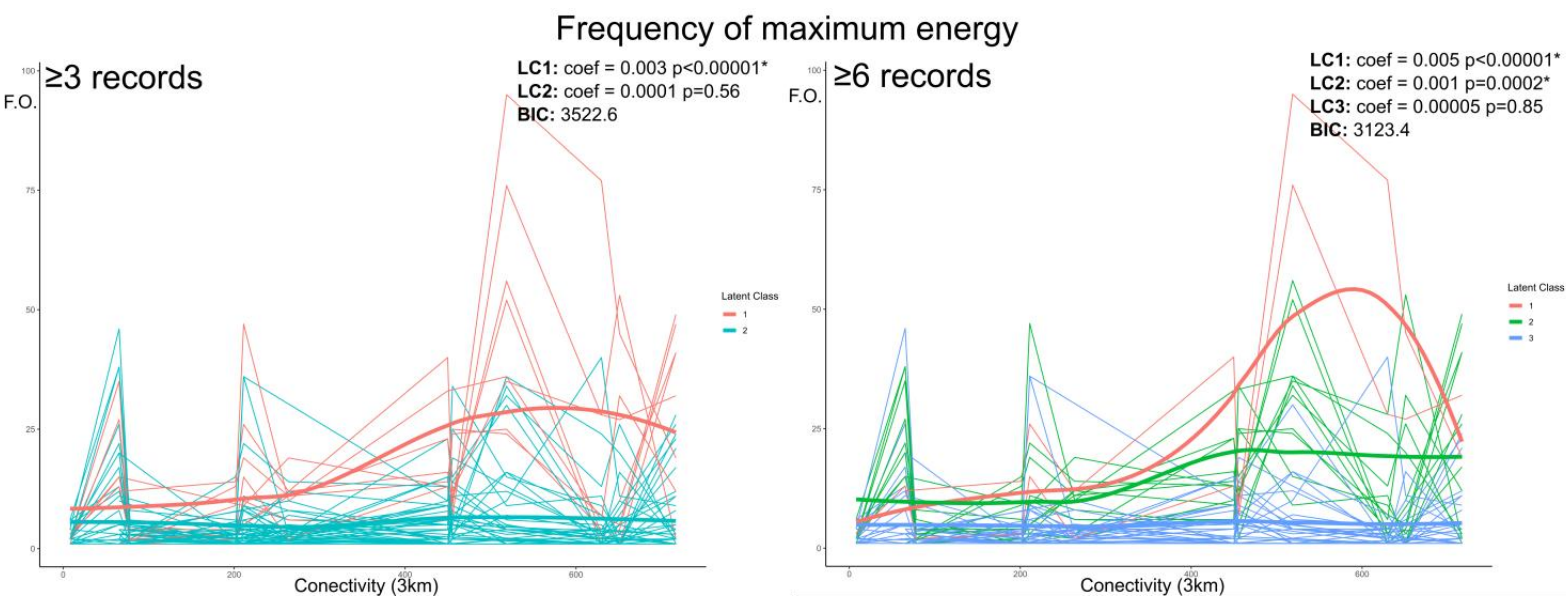


Figura 8 – Modelos com os efeitos da conectividade na escala de três quilômetros sobre os valores de frequência de máxima energia com no mínimo três registros (esquerda) e com no mínimo seis registros (direita). Valores de traço pertencentes a cada uma das classes latentes estão disponíveis no tópico “Frequência de máxima energia”. Asteriscos indicam relação significativa ($p \leq 0.05$).

Discussão

Morcegos da família Phyllostomidae

Nesse estudo foi avaliado como diferentes características de uma paisagem intensamente antropizada afetam diferentes traços funcionais de uma comunidade de morcegos neotropical. Para o primeiro grupo de morcegos estudado (membros da família Phyllostomidae) a conectividade foi a variável que apresentou o maior poder de explicação sobre todos os traços funcionais avaliados (Figuras 2-5). As variáveis porcentagem de habitat, porcentagem de plantação, e porcentagem de pastagem (escalas 3, 1.5 e 3 quilômetros, respectivamente) também apresentaram elevado poder de explicação para os traços dieta e “wing load”, estando entre os três modelos com maior poder de explicação (Tabelas S2 e S4). No caso dos tipos de dieta, embora todas as guildas alimentares tenham apresentado uma tendência positiva com o aumento da conectividade da paisagem, essa resposta foi significativa apenas para os animais frugívoros (Figura 2). Morcegos frugívoros da família Phyllostomidae são conhecidos por se alimentarem de diversas espécies de plantas típicas de estágios secundários de sucessão, como plantas dos gêneros *Piper*, *Solanum*, *Ficus*, *Cecropia* e *Vismia* (Muscarella e Fleming, 2007; Heer et al., 2015). Como nosso habitat de estudo se trata de uma floresta secundária, é possível que o aumento na conectividade facilite o deslocamento desses animais entre um número maior de fragmentos, permitindo assim um maior acesso a alimento e potenciais abrigos (Gorresen e Willig, 2004). Já para animais nectarívoros, animalívoros e hematófagos, nossos resultados mostram que mudanças na conectividade em paisagens com porcentagem de cobertura vegetal $\leq 50\%$ não possuem um efeito significativo em sua abundância. Essa resposta em morcegos animalívoros (anteriormente pertencentes à sub-família Phyllostominae) corrobora com estudos anteriores, uma vez que a sensibilidade desta guilda frente à perda e modificação de habitat já foi detectada em diversas comunidades de morcegos neotropicais (Gonçalves et al., 2017), bem como em diferentes biomas brasileiros (Mendes e Srbek-Araújo, 2021), como a Amazônia (Farneda et al., 2015; 2018), o Cerrado (Muylaert et al., 2016; Pereira et al., 2018) e a Mata Atlântica (Heer et al., 2015). Esses resultados reforçam a ideia de que entre os morcegos Phyllostomidae, os animalívoros são os mais sensíveis às modificações nas paisagens, sendo essa sensibilidade consistente em toda região Neotropical (Gonçalves et al., 2017). Assim, é possível afirmar que a área de estudo deste trabalho é capaz de suportar apenas uma pequena população desta guilda alimentar.

Já no caso dos morcegos nectarívoros (representados aqui pelos gêneros *Glossophaga* e *Anoura*) é possível que esses animais sejam espécies menos comuns em nossa área de estudo e por isso não se beneficiaram diretamente com o aumento da conectividade, ainda que esses animais também se alimentem de flores e frutos de plantas secundárias e normalmente não demonstram dependência de grandes fragmentos florestais (Avila-Cabadilla et al., 2012; Cisneros et al., 2016). Essa relativa baixa abundância de morcegos nectarívoros também foi observada em uma paisagem antropizada na Costa Rica, onde o habitat nativo consistia de uma floresta seca (Cisneros et al., 2016). Para os animais hematófagos, uma possível explicação para a ausência de efeito da conectividade de habitat sobre sua abundância poderia ser a capacidade desses animais se estabelecerem em outros locais não florestais. Essa seria uma hipótese plausível considerando que nossa área de estudo circunda uma grande cadeia montanhosa, conhecida na região por conter cavernas e diversos outros potenciais abrigos para morcegos hematófagos. Além disso, a presença de grandes áreas de pasto na paisagem também poderia facilitar o estabelecimento desses animais de maneira independente da conectividade do habitat florestal, uma vez que o gado representa um recurso alimentar e sua proporção na paisagem pode afetar a abundância dos morcegos hematófagos (Muylaert et al., 2016).

Para massa corporal um resultado semelhante foi encontrado independente do modelo analisado (traços com ≥ 3 registros ou traços com ≥ 6 registros). Em ambos os modelos houve a formação de duas classes latentes respondendo significativamente à conectividade, sendo uma delas representada exclusivamente pelos valores 15 e 16g. Esses valores apresentaram maior abundância do que os demais valores de massa ao longo de todo o gradiente, bem como uma resposta mais intensa à conectividade (Figura 3). Isso sugere que os animais com massa corpórea entre 15-16g são os que apresentam maior facilidade para se estabelecer na paisagem de estudo. Além disso, a simples necessidade de fazer uma análise paralela contendo os valores de traços com poucos registros ao longo do gradiente (< 6) já indica que para esses valores o estabelecimento no ambiente é dificultado. A maioria dos valores de massa que apresentaram menos de seis registros nesse estudo são valores ≥ 25 g, indicando que no presente estudo os animais maiores foram os que apresentaram maior dificuldade em persistir em paisagens intensamente modificadas ($\leq 50\%$ de habitat). Esse resultado está de acordo com resultados obtidos na Amazônia (Farneda et al., 2015), onde os morcegos maiores

foram negativamente afetados pelo aumento da fragmentação na paisagem. Um resultado diferente foi observado por Meyer et al. (2008) no Panamá, onde não foi observada associação entre massa corporal e vulnerabilidade à fragmentação. Outro resultado distinto foi observado por Filho et al. (2018) ao estudar os traços morfométricos da espécie *Artibeus planirostris* em um ambiente de Mata Atlântica. Em suas análises, esses autores observaram que esse frugívoro grande (>25g) apresentou maiores massas corporais em áreas mais modificadas. Essa divergência de resultados entre estudos foi discutida em uma revisão de literatura que avaliou as respostas de morcegos às modificações na paisagem em todo o Brasil (Mendes e SrbeK-Araújo, 2021). Esses autores afirmam que as respostas de morcegos a essas modificações são específicas das espécies, guildas, estações e regiões, o que sugere que essas relações podem ser mais complexas do que inicialmente imaginado (Mendes e SrbeK-Araújo, 2021). Sendo assim, é desejável que mais pesquisas voltadas para o estudo dessas questões sejam feitas, mesmo em biomas relativamente bem amostrados como a Mata Atlântica (Mendes e SrbeK-Araújo, 2021), de modo que essa complexidade de respostas possa ser desmembrada e melhor compreendida.

Para o traço “wing load” todos os valores de traço responderam de forma similar, apresentando uma relação positiva e significativa à conectividade da paisagem. O traço “wing load” está relacionado com diferentes aspectos do voo dos morcegos, como manobrabilidade, velocidade e capacidade de carregar itens durante o voo (Norberg e Rayner, 1987; Castillo-Figueroa e Pérez-Torres, 2021). Em geral, asas com valores de “wing load” baixos conferem um voo altamente manobrável e lento, enquanto que valores altos desse traço conferem menor manobrabilidade e maior velocidade de voo (Norberg e Rayner, 1987). Os morcegos Phyllostomidae em geral possuem valores de “wing load” baixos e moderados (Norberg and Rayner, 1987), fazendo com que essa família exiba voos lentos e adaptados para se deslocar em ambientes próximos da vegetação, onde a manobrabilidade é necessária. Sendo assim, é provável que as paisagens com maior conectividade sejam mais favoráveis para esses morcegos, uma vez que o voo lento desses animais torna-se desvantajoso em áreas mais abertas, pois os deixa mais vulneráveis a predadores que forrageiam nessas áreas (Galindo-González e Sosa, 2003). Isso sustenta o alto poder de explicação e o efeito negativo que a quantidade de pastagem na paisagem teve sobre esse traço funcional (tabela S4). Uma resposta negativa do traço “wing load” à pastagem também foi

observada por Gonçalves et al. (2017) em uma meta-análise avaliando como a presença de pastagens influencia a abundância de morcegos neotropicais. Esses autores detectaram que animais com maiores valores de “wing load” são mais frequentes em áreas afetadas pela pastagem, enquanto que valores menores desse traço foram mais frequentes em áreas preservadas. Além disso, resultados de outros estudos sugerem que morcegos com baixa mobilidade (baixos valores de “wing load”) são também mais vulneráveis a outros tipos de distúrbios associados à fragmentação, como tamanho/isolamento de fragmentos (Meyer et al., 2008) e habitats secundários, como bordas e matrizes em regeneração (Farneda et al., 2015).

Já para o traço “aspect ratio” a conectividade foi a variável preditora com melhor poder de explicação (tabela S5). Dois grupos de resposta foram formados, com a conectividade tendo um efeito positivo e significativo apenas sobre a classe 2 (Figura 5). Esse traço está relacionado com a sustentabilidade de voo, sendo que maiores valores conferem maior sustentabilidade, resultando assim em um menor gasto energético para realizar o deslocamento (Norberg e Rayner, 1987; Castillo-Figueroa e Pérez-Torres, 2021). Os morcegos Phyllostomidae costumam apresentar valores baixos de “aspect ratio” quando comparados com outras famílias de morcegos (Norberg e Rayner, 1987) devido ao fato desses animais voarem mais próximos da vegetação, o que favorece voos mais manobráveis do que sustentáveis. Aqui, o aumento da conectividade na paisagem parece estar facilitando o estabelecimento de todos os valores de “aspect ratio” de um modo geral, e em especial os valores medianos. De fato, o segundo modelo com maior poder de explicação para esse traço também considerou os efeitos da conectividade, porém com apenas um grupo de resposta sendo afetado positiva e significativamente por essa variável (tabela S5). Assim, é possível que o aumento da conectividade esteja facilitando o deslocamento dos morcegos Phyllostomidae entre fragmentos, de modo que esses animais conseguem ter acesso a uma maior quantidade de recursos e ser mais abundantes em paisagens mais conectadas. Isso sugere que a conectividade é um fator importante para a preservação dos morcegos Phyllostomidae em paisagens modificadas, uma vez que essa variável pode facilitar o deslocamento de animais que normalmente fazem voos curtos. Outros estudos também já evidenciaram que os valores baixos de aspect ratio apresentados pelos morcegos Phyllostomidae estão normalmente associados a ambientes mais complexos, como áreas menos afetadas pela pastagem (Gonçalves et al., 2017) e florestas contínuas (Farneda et al., 2015).

Esses padrões de resposta em morcegos Phyllostomidae frente às modificações na paisagem sugerem que para esse grupo a manutenção de remanescentes de habitat nativo, a manutenção da conectividade de habitat, e a redução de usos de solo que removem a complexidade vegetal são as principais estratégias para preservar sua diversidade de traços e funções ecológicas (Farneda et al., 2015; Gonçalves et al., 2017). Aqui, a conectividade se mostrou como a variável mais importante para a abundância de todos os traços funcionais avaliados para esse grupo. Isso indica que em paisagens degradadas como a estudada aqui manter e melhorar a conectividade são as melhores estratégias para preservar a diversidade de traços dos morcegos Phyllostomidae.

Morcegos das famílias Molossidae e Vespertilionidae

Para os morcegos das famílias Molossidae e Vespertilionidae, a conectividade foi a variável que teve maior poder de explicação para as variações encontradas nos traços funcionais desse grupo (Figuras 6-8). As variáveis porcentagem de vegetação nativa (escalas 3 e 1.5 quilômetros) e razão área/perímetro também apresentaram elevado poder de explicação, estando entre os três melhores modelos (Tabelas S6-S8). Para o traço “bandwidth”, dois grupos de resposta foram formados, e ambos tiveram resposta positiva e significativa à conectividade de habitat na paisagem (Figura 6). Contudo, a quantidade de valores presentes em cada grupo foi muito diferente, com um grupo sendo composto apenas pelos valores 6, 7 e 8 kHz. Esse grupo teve uma abundância maior e sofreu um efeito mais intenso da conectividade do que todos os outros valores de traço, sendo assim o grupo que apresentou maior facilidade em se estabelecer na área de estudo. Considerando que o espectro de frequência (“bandwidth”) encontrado em morcegos insetívoros aéreos neotropicais pode variar de 2 a ~77 kHz (Arias-Aguillar et al., 2018), os valores de “bandwidth” dominantes nesse estudo são valores baixos, e caracterizam chamadas de ecolocalização que normalmente são usadas em ambientes abertos e livres de obstáculos (Schnitzler e Kalko, 2001; Denzinger e Schnitzler, 2013). Apesar de serem vocalizações que normalmente não são usadas em ambientes fechados, uma possível razão para esses valores terem sido beneficiados pelo

aumento da conectividade é que áreas com maiores densidades de vegetação normalmente apresentam maior abundância de presas (Müller et al., 2012). Além disso, os morcegos que emitem essas vocalizações também forrageiam nas áreas abertas acima do dossel (Schnitzler e Kalko, 2001; Marques et al., 2015), o qual não é muito alto na área de estudo (8-10m de altura). Sendo assim, é provável que o detector tenha conseguido registrar uma parte representativa dos animais que estavam forrageando acima do dossel. Em um dos poucos trabalhos avaliando como os filtros ambientais atuam sobre os traços de morcegos insetívoros aéreos em paisagens tropicais, Núñez et al. (2019) classificaram os morcegos com base em seus tipos de vocalizações, e também observaram que animais que emitiam vocalizações com frequência quase constante (os quais apresentam “bandwidth” baixo) eram os animais menos afetados pela modificação da paisagem. Os animais que emitiam essas vocalizações eram morcegos pertencentes à família Molossidae (Núñez et al., 2019), uma família bem representada nesse estudo. Já Wordley et al. (2017) encontraram que morcegos com vocalizações do tipo frequência modulada com um componente quase constante em sua parte final (“bandwidth” alto) estavam mais associados a habitats abertos, uma vez que possuem chamadas de vocalização “flexíveis” que podem ser ajustadas para diferentes tipos de habitats (Schnitzler e Kalko, 2001; Denzinger e Schnitzler, 2013). Os resultados obtidos aqui, contudo, sugerem que apesar de serem tolerantes ao ambiente modificado, morcegos com maiores valores de “bandwidth” (>10kHz) estão significativamente associados com paisagens que apresentam maior conectividade e cobertura de habitat. Novamente, efeitos dependentes de local/habitat, das espécies de estudo e do tipo de modificação a qual a paisagem está sujeita podem estar influenciando a resposta dos morcegos insetívoros aéreos (Mendes e Srbek-Araújo, 2021). Isso faz com que um melhor entendimento sobre como esses fatores afetam esses animais seja desejável, principalmente considerando a baixa quantidade de estudos avaliando a resposta dos morcegos Molossidae e Vespertilionidae (Núñez et al., 2019).

Para a duração das chamadas, dos três grupos de resposta formados apenas dois apresentaram resposta significativa à conectividade (compreendendo os valores de 5 a 12 ms, Figura 7). Dessa forma, os valores de duração entre 5 e 12 ms demonstraram ser os valores mais utilizados pelos morcegos para utilizar a paisagem. Esses valores foram observados em vocalizações de diversas espécies das duas famílias registradas nesse estudo (Vespertilionidae e Molossidae). De fato, a duração das vocalizações pode ser

bem variável, uma vez que esta pode ser ajustada para detectar presas em diferentes distâncias (Schnitzler e Kalko, 2001; Denzinger e Schnitzler, 2013). Sendo assim, parece que vocalizações com duração entre 5 e 12 ms são as mais adequadas para navegar e forragear na paisagem de estudo, ainda que outros valores (>12 ms) tenham sido utilizados com menos frequência. Estudos avaliando a resposta de morcegos insetívoros aéreos à paisagem normalmente avaliam esse traço de forma indireta, por meio da classificação das vocalizações em categorias que relacionam “bandwidth” e duração (Wordley et al., 2017; Núñez et al., 2019). Tanto Núñez et al. (2019) quanto Wordley et al. (2017) detectaram que espécies que emitiam frequências constantes (baixo “bandwidth” e normalmente longas durações) eram as mais sensíveis às modificações na paisagem. Contudo, os animais registrados nesses estudos que emitem essas vocalizações são animais das famílias Emballonuridae, Rhinolophidae e Miniopteridae. Os morcegos dessas famílias são adaptados a detectar o bater de asas de insetos no interior da vegetação (Schnitzler e Kalko, 2001; Denzinger e Schnitzler, 2013), e a família Emballonuridae (única que ocorre no Brasil) não foi registrada nesse estudo. Dessa forma, a diferença dos resultados encontrados aqui com a literatura reflete diferenças composicionais da comunidade, uma vez que valores altos de duração nesse estudo foram emitidos por animais da família Molossidae, em especial sonótipos do gênero *Eumops* sp., conhecido por forragear em áreas abertas, e que podem aumentar a duração de suas vocalizações em resposta à extensão dessas áreas (em geral longas durações são apropriadas para detectar potenciais presas em grandes áreas abertas - Schnitzler and Kalko, 2001; Denzinger and Schnitzler, 2013).

A variação do traço frequência de máxima energia também foi mais bem explicada pela conectividade. Isso aconteceu em ambos os modelos realizados (≥ 3 ou ≥ 6 registros). Apesar de cada um desses modelos ter apresentado um número de grupos de resposta diferente (dois e três grupos, respectivamente), os resultados são parecidos. Em ambos os modelos, os valores de 26 a 29, 40, e de 45 a 47 kHz apresentaram resposta significativa à conectividade. No entanto, o modelo considerando apenas traços com no mínimo seis registros foi capaz de detectar uma diferença nos padrões de resposta entre os valores 45 e 46 kHz e os demais valores (Figura 8, ≥ 6 registros). Além disso, nos dois modelos também houve a formação de um grupo que não foi significativamente relacionado com a conectividade, sendo esse composto por valores que ocorreram em frequência muito baixa em toda paisagem (Figura 6). É interessante

notar, contudo, que todos os valores desse terceiro grupo possuem mais de seis registros, o que significa que essa resposta não é necessariamente um artifício de baixa amostragem. Esses resultados sugerem que o aumento da conectividade afeta a muitos valores de FME positivamente (em especial valores entre 22 e 47 kHz), com exceção dos valores que naturalmente ocorrem em baixas frequências na paisagem estudada. A resposta diferencial dos valores 45 e 46 kHz provavelmente reflete uma resposta espécie-específica, uma vez que esses valores foram emitidos majoritariamente pelo sonótipo *Lasiurus/Eptesicus*. Wordley et al. (2017) encontraram uma associação entre FME mais altas e ambientes preservados, contudo, esses autores destacam a lacuna ainda existente nas bibliotecas de ecolocalização de morcegos para a região tropical, o que faz com que essa variável talvez seja menos útil do que outras para avaliar a sensibilidade de morcegos. Já Núñez et al. (2019) e Frank et al. (2017) não detectaram correlações significativas entre FME e o tipo de habitat usado. Aqui, a conectividade (uma variável que até então não teve seus efeitos sobre a FME estudados) demonstrou ter um efeito positivo e significativo sobre muitos valores desse traço, indicando que em paisagens modificadas a conectividade pode ser importante para promover o aumento da diversidade de frequências usadas pelos morcegos Molossidae e Vespertilionidae.

Limitações e comentários sobre a paisagem

Primeiramente, é importante lembrar que esse estudo se restringiu a análise de paisagens intensamente modificadas (máximo de vagataç o disponível na paisagem ~50%). Sendo assim, uma limita o desse estudo   que o mesmo não fornece inferências ou mesmo informa es sobre possíveis traços que foram completamente filtrados em paisagens com 50% de habitat ou menos. Evidências de estudos anteriores apontam para a existência de um “limiar de extin o” no qual abaixo de 30% de habitat na paisagem há um declínio acentuado no número de espécies de diversos grupos taxonômicos (Pardini et al., 2017; Boesing et al., 2018). Muylaert et al. (2016) avaliaram esse limiar para morcegos em uma paisagem de ecótono entre cerrado e mata atlântica (similar a nossa área de estudo) e detectaram um declínio acentuado a partir de 47% de habitat na paisagem. Sendo assim, o presente estudo traz uma imagem mais

refinada das respostas dos morcegos que utilizam as paisagens abaixo desse limiar crítico. Mesmo para esse grupo tolerante de morcegos, a intensidade de modificação na paisagem pode ter efeitos significativos na abundância de diversos traços. Considerando que paisagens heterogêneas usadas para pastagem e agricultura fornecem importantes oportunidades para conservar a biodiversidade fora de áreas protegidas (Hanspach et al., 2012), é desejável que estudos continuem sendo feitos no sentido de avaliar como paisagens modificadas afetam os traços funcionais da biodiversidade, de modo que essa lacuna do conhecimento possa ser melhor compreendida e possa direcionar futuras tomadas de decisão e estratégias de manejo (Pardini et al., 2017).

Em segundo lugar, alguns comentários sobre as escalas de paisagem podem ser feitos. Um resultado comum em estudos que avaliam as respostas de morcegos à paisagem são as respostas dependentes de escala (Gorresen and Willig, 2004; Cisneros et al., 2014; 2016). Por exemplo, Cisneros et al. (2014) encontraram que a diversidade de estratégias de forrageio apresentada pelos morcegos foi negativamente afetada pela quantidade de floresta na escala de um quilômetro, enquanto que o mesmo traço foi positivamente afetado pela diversidade dos tipos de uso do solo na escala de três quilômetros. Contudo, esses autores não avaliaram qual dessas escalas apresentou o maior poder de explicação sobre os traços funcionais. No caso do presente estudo a escala de três quilômetros foi a que teve o maior poder de explicação, independente de qual traço funcional estava sendo analisado. É possível que em paisagens muito modificadas como a estudada aqui os morcegos precisem fazer uso de uma área maior da paisagem para que consigam atender todas as suas demandas. Isso explicaria o fato de que a maior escala de paisagem utilizada aqui foi a que apresentou o maior poder de explicação nos modelos. Sendo assim, futuros estudos focados nas respostas de morcegos frente às paisagens modificadas devem levar em consideração paisagens com três quilômetros de raio ou mais (Cisneros et al. 2014; 2016). O potencial efeito da intensidade de modificação da paisagem sobre a escala de efeito na qual a biodiversidade é influenciada ainda é uma questão que precisa ser estudada. Isso reforça a importância da abordagem multi-escala para os estudos de paisagem (Jackson and Fahrig, 2015), uma vez que respostas específicas de contexto também são dependentes das escalas utilizadas.

Além disso, o elevado poder de explicação da conectividade para todos os traços funcionais avaliados aqui sugere que essa variável é muito importante para a manutenção desses traços na paisagem. Estudos anteriores têm detectado que aspectos referentes à permeabilidade da matriz podem ter papéis importantes em determinar como os morcegos usam a paisagem (Meyer et al., 2016; Farneda et al., 2018). Aqui, onde a matriz é dominada por um uso de solo completamente diferente do habitat natural, a conectividade entre as manchas de habitat se mostrou como um aspecto importante para que diferentes grupos funcionais de morcegos pudessem usar a paisagem. Outros estudos em áreas modificadas também detectaram um efeito significativo da conectividade sobre outros grupos taxonômicos, como anfíbios (Bounas et al., 2020) e aves (Xu et al., 2019). Junto com nossos resultados, essas evidências sugerem que aumentar a conectividade em paisagens antropizadas é uma importante estratégia para a conservação nesses ecossistemas.

Conclusão

No presente estudo foi avaliado como uma comunidade de morcegos é afetada por diferentes características da paisagem em uma região intensamente modificada pela agropecuária. Nossos resultados sugerem que o aumento na intensidade da modificação da paisagem atua como um filtro ambiental para os traços funcionais dos morcegos. Para os morcegos Phyllostomidae, animais não-frugívoros e grandes (>25g) foram os mais sensíveis à perda de conectividade e de quantidade de habitat, além de aparecerem em menores abundâncias em nossa paisagem de estudo. Além disso, a conectividade e a proporção de pasto na paisagem também influenciaram significativamente os traços alares desses animais. Já os morcegos insetívoros aéreos apresentaram uma tendência de emitir vocalizações com “bandwidth” e duração médios (6, 7 e 8 kHz e de 5 a 12 ms, respectivamente) ao longo de todo o gradiente de paisagem, enquanto que valores baixos e altos de ambos os traços foram menos frequentes. Esses resultados corroboram nossas hipóteses iniciais. A conectividade se mostrou uma variável com alto poder de explicação para todos os traços funcionais avaliados, sugerindo que esta é uma variável chave para conservação dos traços funcionais de morcegos em paisagens modificadas. Mais ainda, esse estudo contribuiu para preencher duas das lacunas identificadas por Mendes and Srbek-Araújo (2019) como importantes para melhorar o entendimento de

como os morcegos brasileiros respondem a paisagem. A primeira é o fornecimento de informações a respeito dos morcegos insetívoros aéreos, um grupo ainda pouco avaliado no Brasil. A segunda é a análise das respostas dos morcegos no nível de paisagem, uma vez que a maioria do conhecimento existente é sobre a resposta desses animais no nível local. Espera-se que os resultados desse estudo contribuam para nortear as escolhas de tomadores de decisão a respeito de quais são as melhores estratégias para conservar a biodiversidade e seus traços funcionais em paisagens modificadas.

REFERÊNCIAS

- Aguilar, R.; Quesada, M.; Ashworth, L.; Herreiras-Diego, Y.; Lobo, J. 2008. Genetic consequences of habitat fragmentation in plant population: susceptible signals in plant traits and methodological approaches. *Molecular Ecology*, 17(24): 5177-5188.
- Albrecht, L.; Meyer, C.F.J.; Kalko, E.K.V. 2007. Differential mobility in two small phyllostomid bats, *Artibeus watsoni* and *Micronycteris microtis*, in a fragmented Neotropical landscape. *Acta Theriologica*, 52(2): 141-149.
- Alvares, C.A.; Stape, J.L.; Sentelhas, P.C.; Gonçalves, J.L.M.; Sparovek, G. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6): 711-728.
- Arias-Aguilar, A.; Hintze, F.; Aguiar, L.M.S.; Rufay, V.; Bernard, E.; Pereira, M.J.R. 2018. Who is calling? Acoustic identification of Brazilian bats. *Mammalian Research*, 63(3): 231-253.
- Artusi, R.; Verderio, P.; Marubini, E. 2002. Bravais-Pearson and Spearman correlation coefficients: meaning, test of hypothesis and confidence interval. *The International Journal of Biological Markers*, 17(2): 148-151.
- Avilla-Cabadilla, L.D., Sanchez-Azofeifa, G.A., Stoner, K.E., Alvarez-Añorve, M.Y., Quesada, M., Portillo-Quintero, C.A., 2012. Local and landscape factors determining occurrence of Phyllostomid bats in tropical secondary forests. *PLoSOne*, 7(4): e35228.

Bennett, A.F.; Radford, J.Q.; Haslem, A. 2006. Properties of land mosaics: implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation*, 133(2006): 250-264.

Blumstein, D.T.; Mennill, D.J.; Clemins, P.; Girod, L.; Yao, K.; Patricelli, G.; Deppe, J.L.; Krakauer, A.H.; Clark, C.; Cortopassi, K.A.; Hanser, S.F.; McCowan, B.; Ali, A.M.; Kirschel, A.N.G. 2011. Acoustic monitoring in terrestrial environments using microphone arrays: applications, technological considerations and prospectus. *J. Appl. Ecol.*, 48(3): 758-767.

Boesing, A.L.; Nichols, E.; Metzger, J.P. 2018. Biodiversity extinction thresholds are modulated by matrix type. *Ecography*, 41(2018): 1520-1533.

Bonato, V.; Facure, K.G.; Uieda, W. 2004. Food habits of bats of subfamily Vampyrinae in Brazil. *Journal of Mammalogy*, 85(4): 708-713.

Bounas, A.; Keroglidou, M.; Toli, E.A.; Chousidis, I.; Tsaparis, D.; Leonardos, I.; Sotiropoulos, K. 2020. Constrained by aliens, shifting landscape, or poor water quality? Factors affecting the persistence of amphibians in an urban pond network. *Aquatic Conservation*, 30(5): 1037-1049.

Butchart, S.H.M.; Walpole, M.; Collen, B.; Van Strien, A.; Scharlemann, J.P.W.; Almond, R.E.A.; Baillie, J.E.M.; Bomhard, B.; Brown, C.; Bruno, J.; Carpenter, K.E.; Carr, G.M.; Chanson, J.; Chenery, A.M.; Csirke, J.; Davidson, N.C.; Dentener, F.; Foster, M.; Galli, A.; Galloway, J.N.; Genovesi, P.; Gregory, R.D.; Hockings, M.; Kapos, V.; Lamarque, J.F.; Leverington, F.; Loh, J.; McGeoch, M.A.; McRae, L.; Minasyan, A.; Morcillo, M.H.; Oldfield, T.E.E.; Pauly, D.; Quader, S.; Revenga, C.; Sauer, J.R.; Skolnik, B.; Spear, D.; Stanwell-Smith, D.; Stuart, S.N.; Symes, A.; Tierney, M.; Tyrrell, T.D.; Vié, J.C.; Watson, R. 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328(5982): 1164-1168.

Cadotte, M.W., Carscadden, K., Mirotnick, N., 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48(5): 1079-1087.

Castillo-Figueroa, D. 2020. Why bats matter: a critical assessment of bat-mediated ecological processes in the Neotropics. *European Journal of Ecology*, 6.1: 77-101.

Castillo-Figueroa, D., Pérez-Torres, J. 2021. On the development of a trait-based approach for studying Neotropical bats. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 61: e20216124.

Ceballos, G.; Ehrlich, P.R.; Dirzo, R. 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *PNAS*, 114(30): E6089-E6096.

Chen, Q.; Just, A.C.; Miller, R.L.; Perzanowski, M.S.; Goldstein, I.F.; Perera, F.P.; Whyatt, R.M. 2012. Using latent class growth analysis to identify childhood wheeze phenotypes in an urban birth cohort. *Annals of Allergy, Asthma & Immunology*, 108(5): 311-315.

- Chen, Q.; Zhong, X.; Acosta, L.; Divjan, A.; Rundle, A.; Goldstein, I.F.; Miller, R.L.; Perzanowski, M.S. 2016. Allergic sensitization patterns identified through latent class analysis among NYC asthmatic and non-asthmatic children. *Annals of Allergy, Asthma & Immunology*, 116(3): 212-218.
- Cisneros, L.M.; Fagan, M.E.; Willig, M.R. 2014. Effects of human-modified landscapes on taxonomic, functional and phylogenetic dimensions of bat biodiversity. *Diversity and Distributions*, 21(5): 523-533.
- Cisneros, L.M.; Fagan, M.E.; Willig, M.R. 2016. Environmental and spatial drivers of taxonomic, functional and phylogenetic characteristics of bat communities in human-modified landscapes. *Peer J*. 4 e2551.
- Denzinger, A., Schnitzler, H., 2013. Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. *Frontiers in Physiology*, 4: 164.
- Díaz, S.; Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution*, 16(11): 646-655.
- Díaz, M.M.; Solari, S.; Aguirre, L.F.; Aguiar, L.M.S.; Barquez, R.M. 2016. Clave de identificación de los murciélagos de Sudamerica. Programa de Conservación de los Murciélagos de Argentina. Publicación Especial n°2. 160p.
- Driscoll, D.A.; Bland, L.M.; Bryan, B.A.; Newsome, T.M.; Nicholson, N.; Ritchie, E.G.; Doherty, T.S. 2018. A biodiversity-crisis hierarchy to evaluate and refine conservation indicators. *Nature Ecology & Evolution*, 2(2018): 775-781.
- Drummond, G.M.; Martins, C.S.; Machado, A.B.M.; Sebaio, F.A.; Antonini, Y (Orgs.). 2005. Biodiversidade em Minas Gerais. 2ª Ed. Fundação Biodiversitas. Belo Horizonte, Brasil.
- Estrada-Villegas, S.; Meyer, C.F.J.; Kalko, E.K.V. 2010. Effects of tropical forest fragmentation on aerial insectivorous bats in a land-bridge island system. *Biological Conservation*, 143(2010): 597-608.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 34(2003): 487-515.
- Farneda, F.Z.; Rocha, R.; López-Baucells, A.; Groenenberg, M.; Silva, I.; Palmeirim, J.M.; Bobrowiec, P.E.D.; Meyer, C.F.J. 2015. Trait-related responses to habitat fragmentation in Amazonian bats. *Journal of Applied Ecology*, 52(5): 1381-1391.
- Farneda, F.Z., Rocha, R., López-Baucells, A., Sampaio, E.M., Palmeirim, J.M., Bobrowiec, P.E.D., Grelle, C.E.V., Meyer, C.F.J. 2018. Functional recovery of Amazonian bat assemblages following secondary forest succession. *Biological Conservation*, 218: 192-199.

- Fenton, M.B.; Fullard, J.H. 1979. The influence of moth hearing on bat echolocation strategies. *Journal of Comparative Physiology A*, 132: 77-86.
- Fick, S.E.; Hijmans, R.J. 2017. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12): 4302-4315.
- Filho, S.A., Carvalho-Neto, F.G., Garcia, A.C.L., Montes, M.A., Duarte-Neto, P.J. 2018. Morphometric variability in *Artibeus planirostris* (Chiroptera: Phyllostomidae) in environments with different states of conservation in the Atlantic Forest, Brazil. *Mammalian Biology*, 90(1): 66-73.
- Fleming, T.H.; Geiselman, C.; Kress, W.J. 2009. The evolution of bat pollination: a phylogenetic perspective. *Annals of Botany*, 104(2009): 1017-1043.
- Frank, H.K., Frishkoff, L.O., Mendenhall, C.D., Daily, G.C., Hadly, E.A. 2017. Phylogeny, traits, and biodiversity of a Neotropical bat assemblage: close relatives show similar responses to local deforestation. *The American Naturalist*, 190(2): 200-212.
- Galindo-González, J.; Sosa, V.J. 2003. Frugivorous bats in isolated trees and riparian vegetation associated with human-made pastures in a fragmented tropical landscape. *The Southwestern Naturalist*, 48(4): 579-589.
- García-Morales, R., Moreno, C.E., Badano, E.I., Zuria, I., Galindo-González, J., Rojas-Martínez, A.E., Ávila-Gómez, E.S., 2016. Deforestation impacts on bat functional diversity in tropical landscapes. *PLoSOne*, 11(12): e0166765.
- Gavilanes, M.L.; Brandão, M. 1991. Informações preliminares acerca da cobertura vegetal do município de Lavras, MG. *Daphne*, 1(2): 44-50.
- Gonçalves, F., Fischer, E., Dirzo, R. 2017. Forest conversion to cattle ranching differentially affects taxonomic and functional groups of Neotropical bats. *Biological Conservation*, 210: 343-348.
- Gorresen, P.M.; Willig, M.R. 2004. Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic forest of Paraguay. *Journal of Mammalogy*, 85(4): 688-697.
- Hansen, N.A.; Sato, C.F.; Michael, D.R.; Lindenmayer, D.B.; Driscoll, D.A. 2018. Predation risk for reptiles is highest at remnant edges in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 56(1): 31-43.
- Hanspach, J.; Fischer, J.; Ikin, K.; Stott, J.; Law, B.S. 2012. Using trait-based filtering as a predictive framework for conservation: a case study of bats on farms in southeastern Australia. *Journal of Applied Ecology*, 49(4): 842-850.
- Hayes, J.P. 1997. Temporal variation in activity of bats and the design of echolocation-monitoring studies. *Journal of Mammalogy*, 78(2): 514-524.

- Heer, K., Helbig-Bonitz, M., Fernandes, R.G., Mello, M.A.R., Kalko, E.K.V. 2015. Effects of land use on bat diversity in a complex plantation–forest landscape in northeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*, 96(4): 720-731.
- Heithaus, E.R.; Fleming, T.H. 1978. Foraging movements of a frugivorous bat, *Carollia perspicillata* (Phyllostomidae). *Ecological Monographs*, 48: 127-143.
- Hinam, H.L.; Clair, C.C.S. 2008. High levels of habitat loss and fragmentation limit reproductive success by reducing home range size and provisioning rates of Northern saw-whet owls. *Biological Conservation*, 141(2): 524-535.
- Hofstede, H.M.; Ratcliffe, J.M. 2016. Evolutionary escalation: the bat-moth arms race. *Journal of Experimental Biology*, 219: 1589-1602.
- Houston, R.D.; Boonman, A.M.; Jones, G. 2004. Do echolocation signal parameters restrict bats' choice of prey? In: *Echolocation in Bats and Dolphins* (ed. Thomas, J.A., Moss, C.F., Vater, M.), pp. 339-345. Chicago, IL: The University of Chicago Press.
- IBGE. 2012. Manual técnico da vegetação brasileira. 2ª Ed. ISSN: 0103-9598. Rio de Janeiro, Brasil.
- Jackson, H.B.; Fahrig, L. 2015. Are ecologists conducting research at the optimal scale? *Global Ecology and Biogeography*, 24: 52-63.
- Jung, K.; Kalko, E.K.V.; Helversen, O. 2007. Echolocation calls in Central American emballonurid bats: signal design and call frequency alternation. *Journal of Zoology*, 272(2): 125-137.
- Jung, K.; Molinari, J.; Kalko, E.K.V. 2014. Driving factors for the evolution of species-specific echolocation call design in New World free-tailed bats (Molossidae). *PLoS One*, 9(1): e85279.
- Jung, K.; Threlfall, C.G. 2018. Trait-dependent tolerance of bats to urbanization: a global meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B*, 285: 20181222.
- Kunz, T.H., Torrez, E.B., Bauer, D., Lobova, T., Fleming, T.H., 2011. Ecosystem services provided by bats. *Annals New York Academy of Science*, 1223(2011): 1-38.
- Laureto, L.M.O.; Cianciaruso, M.V.; Samia, D.S.M. 2015. Functional diversity: an overview of its history and applicability. *Natureza & Conservação*, 13(2): 112-116.
- Lima, L.P.Z.; Louzada, J.; Carvalho, L.M.T.; Scolforo, J.R.S. 2011. Análise da vulnerabilidade natural para implantação de unidades de conservação na microrregião da Serra de Carrancas, MG. *Cerne*, 17(2): 151-159.
- Lino, A.; Fonseca, C.; Rojas, D.; Fischer, E.; Pereira, M.J.R. 2019. A meta-analysis of the effects of habitat loss and fragmentation on genetic diversity in mammals. *Mammalian Biology*, 94(2019): 69-76.

Lloyd, A.; Law, B.; Goldingay, R. 2006. Bat activity on riparian zones and upper slopes in Australian timber production forests and the effectiveness of riparian buffers. *Biological Conservation*, 129: 207–220.

López-Baucells, A.; Rocha, R.; Bobrowiec, P.; Bernard, E.; Palmeirim, J.; Meyer, C. 2016. *Field Guide to Amazonian Bats*. Manaus, Editora INPA, vol. 2016. pp. 168p.

Luque, S.; Saura, S.; Fortin, M.J. 2012. Landscape connectivity analysis for conservation: insights from combining new methods with ecological and genetic data. *Landscape Ecology*, 27(2012): 153-157.

Machado, F.S.; Gregorin, R.; Mouallem, P.S.B. 2013. Small mammals in high altitude phytophysionomies in southeastern Brazil: are heterogeneous habitats more diverse? *Biodiversity and Conservation*, 22(2013): 1769-1782.

Magnago, L.F.S.; Rocha, M.F.; Meyer, L.; Martins, S.V.; Meira-Neto, J.A.A. 2015. Microclimatic conditions at Forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic Forest fragments. *Biodiversity and Conservation*, 24(2015): 2305-2318.

Mancini, M.C.S.; Laurindo, R.S.; Hintze, F.; Mello, R.M.; Gregorin, R. 2019. Different bat guilds have distinct functional responses to elevation. *Acta Oecologica*, 96 (2019): 35-42.

Marques, J.T.; Pereira, M.J.R.; Palmeirim, J.M. 2015. Patterns in the use of rainforest vertical space by Neotropical aerial insectivorous bats: all the action is up in the canopy. *Ecography*, 38(2015): 001-011.

Marques, A.; Martins, I.S.; Kastner, T.; Plutzer, C.; Theurl, M.C.; Eisenmenger, N.; Huijbregts, M.A.J.; Wood, R.; Stadler, K.; Bruckner, M.; Canelas, J.; Hilbers, J.P.; Tukker, A.; Erb, K.; Pereira, H.M. 2019. Increasing impacts of land use on biodiversity and carbon sequestration driven by population and economic growth. *Nature Ecology & Evolution*, 3(2019): 628-637.

McGarigal, K.; Cushman, S.; Ene, E. 2012. FRAGSTATS v4: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>

McGill, B.J.; Enquist, B.J.; Weiher, E.; Westoby, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(4): 178-185.

Mendes, P., Srbek-Araujo, A.C. 2020. Effects of land-use changes on Brazilian bats: a review of current knowledge. *Mammal Review*, 51(1): 127-142.

Meyer, C.F., Fründ, J., Lizano, W.P., Kalko, E.K. 2008. Ecological correlates of vulnerability to fragmentation in Neotropical bats. *Journal of Applied Ecology*, 45(1): 381-391.

Meyer, C.F.J.; Aguiar, L.M.S.; Aguirre, L.F.; Baumgarten, J.; Clarke, F.M.; Cosson, J.; Villegas, S.E.; Fahr, J.; Faria, D.; Furey, N.; Henry, M.; Hodgkison, R.; Jenkins, R.K.B.; Jung, K.G.; Kingston, T.; Kunz, T.H.; Gonzalez, M.C.M.; Moya, I.; Patterson, B.D.; Pons, J.; Racey, P.A.; Rex, K.; Sampaio, E.M.; Solari, S.; Stoner, K.E.; Voight, C.C.; Staden, D.; Weise, C.D.; Kalko, E.K.V. 2011. Accounting for detectability improves estimates of species richness in tropical bat surveys. *Journal of Applied Ecology*, 48: 777-787.

Meyer, C.F.J.; Struebig, M.J.; Willig, M.R. 2016. Responses of tropical bats to habitat fragmentation, logging, and deforestation. In: *Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world* (Christian C. Voight and Tigga Kingston, eds.). Springer, Switzerland, 2016. Pp. 63-103.

Miatta, M.; Bates, A.E.; Snelgrove, P.V.R. 2021. Incorporating biological traits into conservation strategies. *Annual Review of Marine Science*, 13(2021): 421-443.

Miller, B.W. 2001. A method for determining relative activity of free flying bats using a new activity index for acoustic monitoring. *Acta Chiropterologica*, 3(1): 93-105.

Moras, L.M.; Bernard, E.; Gregorin, R. 2013. Bat assemblages at a high-altitude area in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Mastozoologia Neotropical*, 20(2): 269-278.

Müller, J.; Mehr, M.; Bassler, C.; Fenton, M.B.; Hothorn, T.; Pretzsch, H.; Klemmt, H.J.; Brandl, R. 2012. Aggregative response in bats: prey abundance versus habitat. *Oecologia*, 169(2012): 673-684.

Muscarella, R., Fleming, T.H., 2007. The role of frugivorous bats in tropical forest succession. *Biological Reviews*, 82(4): 573-590.

Muylaert, R.L., Stevens, R.D., Ribeiro, M.C. 2016. Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado-forest landscapes. *Ecological Applications*, 26(6): 1854-1867.

Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B.; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(2000): 853-858.

Newbold, T.; Hudson, L.N.; Hill, S.L.L.; Contu, S.; Lysenko, I.; Senior, R.A.; Börger, L.; Bennett, D.J.; Choimes, A.; Collen, B.; Day, J.; De Palma, A.; Díaz, S.; Echeverria-Londoño, S.; Edgar, M.J.; Feldman, A.; Garon, M.; Harrison, M.L.K.; Alhusseini, T.; Ingram, D.J.; Itescu, Y.; Kattge, J.; Kemp, V.; Kirkpatrick, L.; Kleyer, M.; Correia, D.L.P.; Martin, C.D.; Meiri, S.; Novosolov, M.; Pan, Y.; Phillips, H.R.P.; Purves, D.W.; Robinson, A.; Simpson, J.; Tuck, S.L.; Weiher, E.; White, H.J.; Ewers, R.M.; Mace, G.M.; Scharlemann, J.P.W.; Purvis, A. 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(2015): 45-50.

Norberg, U.M.; Rayner, J.M.V. 1987. Ecological morphology and flight in bats (Mammalia, Chiroptera): wing adaptations, flight performance, foraging strategy and echolocation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 316 (1179), 335-427.

- Núñez, S.F.; López-Baucells, A.; Rocha, R.; Farneda, F.Z.; Bobrowiec, P.E.D.; Palmeirim, J.M.; Meyer, C. F.J. 2019. Echolocation and stratum preference: key trait correlates of vulnerability of insectivorous bats to tropical forest fragmentation. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7: 373.
- Oelbaum, P.J., Fenton, M.B., Simmons, N.B., Broders, H.G. 2019. Community structure of a Neotropical bat fauna as revealed by stable isotope analysis: not all species fit neatly into predicted guilds. *Biotropica*, 51:719-730.
- O'Farrell, M.J.; Gannon, W.L., 1999. A comparison of acoustic versus capture techniques for the inventory of bats. *Journal of Mammalogy*, 80(1): 24-30.
- Pardini, R.; Nichols, E.; Püttker, T. 2017. Biodiversity response to habitat loss and fragmentation. In: *Encyclopedia of the Anthropocene* (Dominick A. Dellasala and Michael I. Goldstein, eds.), p229-239. Amsterdã, Elsevier.
- Pereira, M.J.R., Fonseca, C., Aguiar, L.M.S. 2018. Loss of multiple dimensions of bat diversity under land-use intensification in the Brazilian Cerrado. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 29(1): 25-32.
- Powers, R.P.; Jetz, W. 2019. Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. *Nature Climate Change*, 9(2019): 323-329.
- Proust-Lima, C.; Philipps, V.; Liqueur, B. 2017. Estimation of extended mixed models using latent classes and latent processes: the R package lcmm. *Journal of Statistical Software*, 78(2): doi 10.18637/jss.v078.i02
- QGIS Development Team, 2015. QGIS Geographic Information System, Open Source Geospatial Foundation Project. Available: <https://www.qgis.org>
- R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available: <https://www.r-project.org/>
- Ramírez-Mejía, A.F.; Urbina-Cardona, J.N.; Sánchez, F. 2020. Functional diversity of phyllostomid bats in an urban-rural landscape: A scale-dependent analysis. *Biotropica*, 52(6): 1168-1182.
- Rasband, W.S. 2012. ImageJ. U.S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA. Available: <https://imagej.nih.gov/ij/>
- Reis, N.R., Peracchi, A.L., Pedro, W.A., Lima, I.P., 2007. *Morcegos do Brasil*. Londrina, Nélio Roberto Reis 2007. 253 pp.
- Resasco, J.; Bruna, E.M.; Haddad, N.M.; Banks-Leite, C.; Margules, C.R. 2017. The contribution of theory and experiments to conservation in fragmented landscapes. *Ecography*, 40(1): 109-118.

Rezende, C.L.; Scarano, F.R.; Assad, E.D.; Joly, C.A.; Metzger, J.P.; Strassburg, B.B.N.; Tabarelli, M.; Fonseca, G.A.; Mittermeier, R.A. 2018. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(2018): 208-214.

Riccucci, M.; Lanza, B. 2014. Bats and insect pest control: a review. *Vespertilio*, 17(2014): 161-169.

Rocha, R.; López-Baucells, A.; Farneda, F.Z.; Groenenberg, M.; Bobrowiec, P.E.D.; Cabeza, M.; Palmeirim, J.M.; Meyer, C.F.J. 2017. Consequences of a large-scale fragmentation experiment for Neotropical bats: disentangling the relative importance of local and landscape-scale effects. *Landscape Ecology*, 32(2017): 31-45.

Rydell, J.; Entwistle, A.; Racey, P.A. 1996. Timing of foraging flights of three species of bats in relation to insect activity and predation risk. *Oikos*, 76: 243-252.

Rydell, J.; Arita, H.T.; Santos, M.; Granados, J. 2002. Acoustic identification of insectivorous bats (order Chiroptera) of Yucatán, México. *Journal of Zoology*, 257(1): 27-36.

Sampaio, E.M.; Kalko, E.K.V.; Bernard, E.; Rodríguez-Herrera, B.; Handley, C.O. 2003. A biodiversity assessment of bats (Chiroptera) in a tropical lowland rainforest of central Amazonia, including methodological and conservation considerations. *Studies in Neotropical Fauna and Environment*, 38(1): 17-31.

Schnitzler, H.U.; Kalko, E.K.V. 2001. Echolocation by insect-eating bats. *BioScience*, 51(7): 557-569.

Schnitzler, H.U.; Moss, C.F.; Denzinger, A. 2003. From spatial orientation to food acquisition in echolocating bats. *Trends in Ecology and Evolution*, 18(8): 386-394.

Sikes, R.S.; The Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists. 2016. 2016 guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research and education. *Journal of Mammalogy*, 97: 663-688.

Simmons, N.B. 2005. Order Chiroptera. In: *Mammal Species of the World* (Don E. Wilson and Deeann M. Reeder, eds.). Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, USA, 2005. Pp. 312–529.

Siqueira, F.F.; Carvalho, D.; Rhodes, J.; Archibald, C.L.; Rezende, V.L.; Van Den Berg, E. 2021. Small Landscape Elements Double Connectivity in Highly Fragmented Areas of the Brazilian Atlantic Forest. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9: 614362.

Soriano, P.J. 2000. Functional structure of bat communities in tropical rainforests and Andean cloud forests. *Ecotropicos* 13 (1), 1–20.

Souza, C.M.; Shimbo, J.Z.; Rosa, M.R.; Parente, L.L.; Alencar, A.A.; Rudorff, B.F.T.; Hasenack, H.; Matsumoto, M.; Ferreira, L.G.; Souza-Filho, P.W.M.; Oliveira, S.W.;

- Rocha, W.F.; Fonseca, A.V.; Marques, C.B.; Diniz, C.G.; Costa, D.; Monteiro, D.; Rosa, E.R.; Vélez-Martin, E.; Weber, E.J.; Lenti, F.E.B.; Paternost, F.F.; Pareyn, F.G.C.; Siqueira, J.V.; Viera, J.L.; Ferreira Neto, L.C.; Saraiva, M.M.; Sales, M.H.; Salgado, M.P.G.; Vasconcelos, R.; Galano, S.; Mesquita, V.V.; Azevedo, T. 2020. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, 12(17): 2735.
- Tabarelli, M.; Gascon, C. 2005. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 19(3): 734-739.
- Tilman, D. 2001. Functional diversity. In: *Encyclopedia of Biodiversity* (Simon A. Levin, ed.), p109-120. Amsterdã, Elsevier. 2001.
- Trevelin, L.C.; Silveira, M.; Port-Carvalho, M.; Homem, D.H.; Cruz-Neto, A.P. 2013. Use of space by frugivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a restored Atlantic forest fragment in Brazil. *Forest Ecology and Management*, 291: 136-143.
- Uezu, A.; Beyer, D.D.; Metzger, J.P. 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodiversity and Conservation*, 17(2008): 1907-1922.
- Uroy, L.; Ernoult, A.; Mony, C. 2019. Effect of landscape connectivity on plant communities: a review of response patterns. *Landscape Ecology*, 34(2019): 203-225.
- Violle, C.; Navas, M.L.; Vile, D.; Kazakou, E.; Fortunel, C.; Hummel, I.; Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5): 882-892.
- Wilting, H.C.; Schipper, A.M.; Bakkenes, M.; Meijer, J.R.; Huijbregts, M.A.J. 2017. Quantifying biodiversity losses due to human consumption: a global-scale footprint analysis. *Environmental Science & Technology*, 51(6): 3298-3306.
- Wilson, M.C.; Chen, X.Y.; Corlett, R.T.; Didham, R.K.; Ding, P.; Holt, R.D.; Holyoak, M.; Hu, G.; Hughes, A.C.; Jiang, L.; Laurance, W.F.; Liu, J.; Pimm, S.L.; Robinson, S.K.; Russo, S.E.; Si, X.; Wilcove, D.S.; Wu, J.; Yu, M. 2016. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecology*, 31(2016): 219-227.
- Wordley, C.F.R., Sankaran, M., Mudappa, D., Altringham, J.D., 2017. Bats in the Ghats: Agricultural intensification reduces functional diversity and increases trait filtering in a biodiversity hotspot in India. *Biological Conservation*, 210: 48-55.
- Xu, Y.; Wang, Y.; Zhang, Y.; Prins, H.H.T.; Cao, L.; Boer, W.F. 2019. Loss of functional connectivity in migration networks induces population decline in migratory birds. *Ecological Applications*, 29(7): e01960.

Tabela suplementar 1

Variáveis de paisagem de cada ponto amostral em cada uma das escalas estudadas no presente estudo.

Site	Fragsize (ha)	Perimeter-area ratio	Conect (3km)	Conect (1.5km)	Conect (0.5km)	%forest (3km)	%forest (1.5km)	%forest (0.5km)	%past (3km)	%past (1.5km)	%past (0.5km)	%plant (3km)	%plant (1.5km)	%plant (0.5km)	%eucalip (3km)	%eucalip (1.5km)	%eucalip (0.5km)
1	158.2	213.2	78.2	75.4	100.5	27.4	31.7	75.2	42.4	41.3	9.7	8.9	8.4	0	2.9	2.9	3.9
2	327.6	244.9	263.7	79	0	23.8	26.8	38.9	21.4	1.7	0	4	0.8	0	40.7	68.9	61
3	930.9	160.7	650.9	703.3	0	40.6	49.2	77.9	17.1	10.6	2.4	3.5	0	0	24	25.9	3.2
4	0.7	590	8	3.8	0.1	8.8	5.3	2	68.5	67.8	79.8	0.6	0.2	0	0.2	0	0
5	465.8	217.2	211.1	38	9.6	31.3	31.3	38.5	31.1	40.7	30.8	5.5	2	0	19.4	14.4	8.5
6	603.6	265	629.7	123.6	9.4	31.9	33.6	31	31.9	29.1	45.3	3.7	7.4	5.3	13.6	15.8	0
7	923.6	99.1	716.8	447.1	48.2	44.2	59.1	55.4	22.8	21	19.5	8.3	5.4	0	7.7	2	0
8	817.1	196.3	455.4	217.2	0	36.3	43.3	48.6	35.5	31.5	39.1	4.6	3.8	1.3	8.8	6.6	0
9	1231.5	56.5	449.8	196	0	53.5	63.7	67.3	28.5	23.7	23.3	4.4	4.4	6.1	0.2	0.08	0
10	645.3	92.8	201.5	162.3	41.5	31.3	50.7	62.5	41.1	24.8	23.2	10.2	9.2	4.9	0.09	0	0
11	24.7	223.1	65.4	25.6	22.8	24.1	26.5	40.4	45.8	46	33.8	5.2	3.6	2.6	5.3	2.7	0
12	841.7	92.4	518.7	314.4	58.8	39	57.7	65.7	42.9	33.4	23.9	6.4	0.07	0	1.1	0.33	0

Tabela suplementar 2

Resultados dos modelos avaliando o efeito de diferentes tipos de uso do solo sobre o traço dieta. Frug = frugívoro, ins = insetívoro, nec = nectarívoro, sang = hematófago.

Response variable	Preditor variable	N groups	Latent class	subjects	Coef	P values (p≤0.05*)	BIC	
Diet	Connectivity (3km)	2	1	frug	0.003	0.01*	292.8	
			2	ins, nec, sang	0.001	0.2		
	% forest (3km)	2	1	ins, nec, sang	0.023	0.17	293.6	
			2	frug	0.061	0.02*		
	% plantação (1.5km)	2	1	ins, nec, sang	0.045	0.51	294.4	
			2	frug	0.223	0.01*		
	% forest (1.5km)	2	1	frug	0.034	0.05*	295.2	
			2	ins, nec, sang	0.015	0.19		
	Connectivity (3km)	1	1	1	all	0.001	0.02*	295.2
	% forest (3km)	1	1	1	all	0.032	0.02*	295.5
	Fragment size	2	1	1	frug	0.001	0.07	295.6
			2	2	ins, nec, sang	0.0006	0.21	
	% forest (1.5km)	1	1	1	all	0.019	0.04*	296.4
	Fragment size	1	1	1	all	0.0009	0.05*	296.5
	% plantação (3km)	2	1	1	ins, nec, sang	0.063	0.39	296.9
			2	2	frug	0.19	0.09	
	% eucalipto (1.5km)	2	1	1	frug	-0.027	0.07	297
			2	2	ins, nec, sang	-0.003	0.71	
	Conectivity (0.5km)	2	1	1	frug	0.015	0.11	297.2
			2	2	ins, nec, sang	0.008	0.42	
	% plantação (1.5km)	1	1	1	all	0.099	0.07	297.2
	Conectivity (0.5km)	1	1	1	all	0.011	0.1	297.6
	% plantação (3km)	1	1	1	all	0.097	0.12	297.9
	% eucalipto (0.5km)	2	1	1	frug	-0.026	0.12	297.9
			2	2	ins, nec, sang	-0.003	0.75	
	Perimeter/Area	2	1	1	frug	-0.002	0.25	298
			2	2	ins, nec, sang	-0.001	0.31	
	% pasto (3km)	1	1	1	all	-0.018	0.13	298.1
	Perimeter/Area	1	1	1	all	-0.001	0.16	298.3
	% eucalipto (3km)	2	1	1	frug	-0.034	0.16	298.3
2			2	ins, nec, sang	-0.003	0.83		
Conectivity (1.5km)	1	1	1	all	0.001	0.22	298.8	
% eucalipto (1.5km)	1	1	1	all	-0.01	0.27	299.1	
% eucalipto (0.5km)	1	1	1	all	-0.009	0.36	299.4	
% forest (0.5km)	1	1	1	all	0.007	0.37	299.5	
% eucalipto (3km)	1	1	1	all	-0.011	0.43	299.6	
% pasto (1.5km)	1	1	1	all	-0.007	0.46	299.7	

% pasto (1.5km)	2	1	frug	-0.001	0.93	299.7
		2	ins, nec, sang	-0.008	0.46	
% pasto (0.5km)	2	1	ins, nec, sang	-0.006	0.48	299.7
		2	frug	0.003	0.79	
% pasto (0.5km)	1	1	all	-0.004	0.57	299.9
% plantação (0.5km)	2	1	frug	0.042	0.73	300.1
		2	ins, nec, sang	0.012	0.88	
% plantação (0.5km)	1	1	all	0.011	0.87	300.2

Tabela suplementar 3

Resultados dos modelos avaliando o efeito de diferentes tipos de uso do solo sobre o traço massa corporal (modelos considerando ≥ 3 registros e ≥ 6 registros).

Response variable	Preditor variable	N groups	Latent class	subjects	Coef	P values (p \leq 0.05*)	BIC
Massa (≥ 3)	Conectivity (3km)	2	1	15,16	0.005	<0.00001*	673.4
			2	5,6,9,10,11,12,13,14, 17,18,19,20,21,22,23,24, 25,26,27,28,29,35,38,39, 58,60,78,82,96	0.001	0.0005*	
	Conectivity (3km)	3	1	15,16	0.006	<0.00001*	680
			2	5,6,9,10,11,18,19,20, 23,25,26,27,28,29,35,38, 39,58,60,78,82,96	0.0003	0.45	
			3	12,13,14,17,21,22,24	0.002	0.0005*	
	Conectivity (1.5km)	2	1	15,16	0.008	<0.00001*	691
			2	5,6,9,10,11,12,13,14, 17,18,19,20,21,22,23,24, 25,26,27,28,29,35,38,39, 58,60,78,82,96	0.001	0.02*	
	Conectivity (3km)	1	1	all	0.001	<0.00001*	695.4
	% pasto (3km)	2	1	15,16	-0.062	0.0003*	697.4
			2	5,6,9,10,11,12,13,14, 17,18,19,20,21,22,23,24, 25,26,27,28,29,35,38,39, 58,60,78,82,96	-0.017	0.005*	
	Conectivity (1.5km)	3	1	15,16	0.008	<0.00001*	699.4
			2	5,6,9,10,11,12,13,14, 17,18,19,20,23,24,25,26, 27,28,29,35,38,39, 58,60,78,82,96	0.0008	0.07	
			3	21,22	0.007	0.01*	
	% pasto (3km)	1	1	all	-0.022	0.0003*	704.1
	% forest (3km)	2	1	5,6,9,10,11,12,13,14, 17,18,19,20,21,22,23,24, 25,26,27,28,29,35,38,39, 58,60,78,82,96	0.016	0.02*	706
			2	15,16	0.049	0.01*	
Conectivity (1.5km)	1	1	all	0.001	0.002*	707.8	
% forest (3km)	1	1	all	0.019	0.005*	709.1	
Fragment size	2	1	15,16	0.001	0.04*	709.1	

		2	5,6,9,10,11,12,13,14, 17,18,19,20,21,22,23,24, 25,26,27,28,29,35,38,39, 58,60,78,82,96	0.0004	0.04*	
% forest (1.5km)	2	1	5,6,9,10,11,12,13,14, 17,18,19,20,21,22,23,24, 25,26,27,28,29,35,38,39, 58,60,78,82,96	0.009	0.04*	709.3
		2	15,16	0.026	0.04*	
% plantação (1.5km)	2	1	15,16	0.178	0.01*	
		2	5,6,9,10,11,12,13,14, 17,18,19,20,21,22,23,24, 25,26,27,28,29,35,38,39, 58,60,78,82,96	0.034	0.18	709.6
Fragment size	1	1	all	0.0005	0.01*	710.9
% forest (1.5km)	1	1	all	0.011	0.01*	711
% pasto (1.5km)	2	1	15,16	-0.022	0.09	
		2	5,6,9,10,11,12,13,14, 17,18,19,20,21,22,23,24, 25,26,27,28,29,35,38,39, 58,60,78,82,96	-0.009	0.09	711.7
% pasto (1.5km)	1	1	all	-0.01	0.03*	712.6
% plantação (1.5km)	1	1	all	0.05	0.03*	712.7
% plantação (3km)	2	1	5,6,9,10,11,12,13,14, 17,18,19,20,21,22,23,24, 25,26,27,28,29,35,38,39, 58,60,78,82,96	0.046	0.13	712.9
		2	15,16	0.123	0.14	
Perimeter/Area	2	1	15,16	-0.002	0.19	
		2	5,6,9,10,11,12,13,14, 17,18,19,20,21,22,23,24, 25,26,27,28,29,35,38,39, 58,60,78,82,96	- 0.0009	0.13	713.4
% plantação (3km)	1	1	all	0.054	0.06	713.5
Conectivity (0.5km)	2	1	15,16	0.012	0.09	
		2	5,6,9,10,11,12,13,14, 17,18,19,20,21,22,23,24, 25,26,27,28,29,35,38,39, 58,60,78,82,96	0.001	0.45	713.8
Perimeter/Area	1	1	all	- 0.0009	0.09	714.1
% eucalipto (0.5km)	2	1	15,16	-0.016	0.19	
		2	5,6,9,10,11,12,13,14, 17,18,19,20,21,22,23,24, 25,26,27,28,29,35,38,39, 58,60,78,82,96	-0.003	0.52	715.2

	Conectivity (0.5km)	1	1	all	0.002	0.24	715.6
	% eucalipto (0.5km)	1	1	all	-0.005	0.31	715.9
	% pasto (0.5km)	2	1	15,16	-0.007	0.48	716.1
			2	5,6,9,10,11,12,13,14, 17,18,19,20,21,22,23,24, 25,26,27,28,29,35,38,39, 58,60,78,82,96	-0.003	0.42	
	% pasto (0.5km)	1	1	all	-0.003	0.39	716.2
	% eucalipto (3km)	1	1	all	0.003	0.59	716.7
	% eucalipto (1.5km)	1	1	all	-0.002	0.59	716.7
	% plantação (0.5km)	1	1	all	-0.012	0.67	716.8
	% eucalipto (3km)	2	1	15,16	0.01	0.58	716.8
			2	5,6,9,10,11,12,13,14, 17,18,19,20,21,22,23,24, 25,26,27,28,29,35,38,39, 58,60,78,82,96	0.002	0.71	
	% forest (0.5km)	1	1	all	0.0007	0.85	716.9
	% plantação (0.5km)	2	1	15,16	-0.047	0.62	716.9
			2	5,6,9,10,11,12,13,14, 17,18,19,20,21,22,23,24, 25,26,27,28,29,35,38,39, 58,60,78,82,96	-0.01	0.74	
	% eucalipto (1.5km)	2	1	15,16	-0.005	0.62	716.9
			2	5,6,9,10,11,12,13,14, 17,18,19,20,21,22,23,24, 25,26,27,28,29,35,38,39, 58,60,78,82,96	-0.002	0.67	
	% forest (0.5km)	2	1	15,16	0.002	0.8	717.1
			2	5,6,9,10,11,12,13,14, 17,18,19,20,21,22,23,24, 25,26,27,28,29,35,38,39, 58,60,78,82,96	0.001	0.77	
Massa (≥ 6)	Conectivity (3km)	2	1	5,10,11,12,13,14,17,18, 19,20,21,22,23,24	0.001	0.0001*	505.5
			2	15,16	0.005	<0.00001*	
	Conectivity (3km)	3	1	5,10,11,18,19,20	0.001	0.63	513.7
			2	12,13,14,17,21,22,23,24	0.001	0.37	
			3	15,16	0.005	<0.00001*	
	Conectivity (3km)	1	1	all	0.001	<0.00001*	517.4
	Conectivity (1.5km)	2	1	15,16	0.007	0.00005*	523.3
2			5,10,11,12,13,14,17,18, 19,20,21,22,23,24	0.001	0.01*		
% pasto (3km)	2	1	15,16	-0.055	0.001*	528.7	
		2	5,10,11,12,13,14,17,18, 19,20,21,22,23,24	-0.02	0.008*		

% pasto (3km)	1	1	all	-0.024	0.0007*	529.2
% forest (3km)	1	1	all	0.027	0.001*	530
% forest (1.5km)	1	1	all	0.016	0.003*	531.9
% forest (3km)	2	1	5,10,11,12,13,14,17,18, 19,20,21,22,23,24	0.026	0.003*	532
		2	15,16	0.044	0.02*	
Conectivity (1.5km)	1	1	all	0.001	0.003*	532.1
Fragment size	1	1	all	0.0007	0.004*	532.3
% forest (1.5km)	2	1	15,16	0.023	0.09	534.6
		2	5,10,11,12,13,14,17,18, 19,20,21,22,23,24	0.016	0.006*	
Fragment size	2	1	15,16	0.001	0.08	535.2
		2	5,10,11,12,13,14,17,18, 19,20,21,22,23,24	0.0006	0.009*	
% plantação (1.5km)	1	1	all	0.064	0.02*	535.3
% plantação (3km)	1	1	all	0.075	0.02*	535.7
Perimeter/Area	1	1	all	-0.001	0.03*	536.3
% pasto (1.5km)	1	1	all	-0.01	0.06	537
% plantação (1.5km)	2	1	15,16	0.156	0.03*	537.7
		2	5,10,11,12,13,14,17,18, 19,20,21,22,23,24	0.051	0.09	
Conectivity (0.5km)	1	1	all	0.003	0.16	538.6
% eucalipto (0.5km)	1	1	all	-0.007	0.19	538.8
% plantação (3km)	2	1	15,16	0.124	0.21	539.1
		2	5,10,11,12,13,14,17,18, 19,20,21,22,23,24	0.072	0.05*	
% eucalipto (1.5km)	1	1	all	-0.005	0.3	539.5
Perimeter/Area	2	1	15,16	-0.001	0.27	539.7
		2	5,10,11,12,13,14,17,18, 19,20,21,22,23,24	-0.001	0.04*	
% pasto (0.5km)	1	1	all	-0.003	0.47	540
% forest (0.5km)	1	1	all	0.001	0.67	540.4
% pasto (1.5km)	2	1	15,16	-0.019	0.16	540.4
		2	5,10,11,12,13,14,17,18, 19,20,21,22,23,24	-0.009	0.11	
% plantação (0.5km)	1	1	all	-0.007	0.83	540.5
% eucalipto (3km)	1	1	all	0.0008	0.91	540.5
Conectivity (0.5km)	2	1	15	0.013	0.2	541.2
		2	5,10,11,12,13,14,16,17, 18,19,20,21,22,23,24	0.002	0.31	
% eucalipto (0.5km)	2	1	15,16	-0.013	0.29	542.4
		2	5,10,11,12,13,14,17,18, 19,20,21,22,23,24	-0.007	0.25	
% eucalipto (1.5km)	2	1	15,16	-0.004	0.7	543.5

		2	5,10,11,12,13,14,17,18, 19,20,21,22,23,24	-0.005	0.29	
% pasto (0.5km)	2	1	15,16	-0.008	0.49	543.8
		2	5,10,11,12,13,14,17,18, 19,20,21,22,23,24	-0.002	0.55	
% plantação (0.5km)	2	1	15	-0.176	0.26	543.8
		2	5,10,11,12,13,14,16,17, 18,19,20,21,22,23,24	0.008	0.82	
% forest (0.5km)	2	1	15,16	0.003	0.8	544.4
		2	5,10,11,12,13,14,17,18, 19,20,21,22,23,24	0.002	0.61	
% eucalipto (3km)	2	1	15,16	0.01	0.61	544.4
		2	5,10,11,12,13,14,17,18, 19,20,21,22,23,24	-0.002	0.73	

Tabela suplementar 4

Resultados dos modelos avaliando o efeito de diferentes tipos de uso do solo sobre o traço wing load.

Response variable	Preditor variable	N groups	Latent class	subjects	Coef	P values (p≤0.05*)	BIC
Wingload	Conectivity (3km)	1	1	all	0.001	0.00004*	587.1
	% pasto (3km)	1	1	all	-0.028	0.0002*	590.8
	Conectivity (3km)	2	1	7,10,12,13,14,15,16,17,18,19	0.001	0.01*	592.3
			2	8,9,11	0.002	0.0007*	
	% forest (3km)	1	1	all	0.028	0.001*	593.7
	% forest (1.5km)	1	1	all	0.015	0.006*	596.8
	Fragment size	1	1	all	0.0006	0.007*	597.1
	Conectivity (1.5km)	1	1	all	0.001	0.01*	597.6
	% pasto (3km)	2	1	8,9	-0.038	0.04*	598.2
			2	7,10,11,12,13,14,15,16,17,18,19	-0.024	0.02*	
	% pasto (1.5km)	1	1	all	-0.015	0.01*	598.6
	Perimeter/Area	1	1	all	-0.001	0.03*	600
	% plantação (1.5km)	1	1	all	0.062	0.03*	600.1
	% plantação (3km)	1	1	all	0.067	0.06	600.9
	% forest (3km)	2	1	8,9	0.031	0.14	601.2
			2	7,10,11,12,13,14,15,16,17,18,19	0.028	0.007*	
	% pasto (0.5km)	1	1	all	-0.007	0.12	602
	Conectivity (0.5km)	1	1	all	0.003	0.21	602.8
	% forest (0.5km)	1	1	all	0.004	0.35	603.5
	% eucalipto (0.5km)	1	1	all	-0.003	0.62	604.1
	% eucalipto (3km)	1	1	all	0.003	0.75	604.2
	% eucalipto (1.5km)	1	1	all	-0.002	0.67	604.2
	% forest (1.5km)	2	1	8,9	0.019	0.17	604.3
			2	7,10,11,12,13,14,15,16,17,18,19	0.015	0.02*	
	% plantação (0.5km)	1	1	all	-0.002	0.94	604.3
	Fragment size	2	1	9	0.0007	0.31	604.6
			2	7,8,10,11,12,13,14,15,16,17,18,19	0.0007	0.01*	
	Conectivity (1.5km)	2	1	12,17,19	0.0006	0.75	604.7
2			todos os outros	0.002	0.08		
% plantação (1.5km)	2	1	7,8,10,11,12,13,14,15,16,17,18,19	0.055	0.11	607.3	

		2	9	0.12	0.19	
Perimeter/Area	2	1	9	-0.001	0.31	607.7
		2	7,8,10,11,12,13, 14,15,16,17,18,19	-0.001	0.31	
% plantação (3km)	2	1	7,10,11,12,13,14, 15,16,17,18,19	0.046	0.33	608
		2	8,9	0.146	0.11	
Conectivity (0.5km)	2	1	9	0.007	0.38	610.3
		2	7,8,10,11,12,13, 14,15,16,17,18,19	0.002	0.58	

Tabela suplementar 5

Resultados dos modelos avaliando o efeito de diferentes tipos de uso do solo sobre o traço aspect ratio.

Response variable	Preditor variable	N groups	Latent class	subjects	Coef	P values (p≤0.05*)	BIC
Aspect ratio	Conectivity (3km)	2	1	5,7	0.0009	0.27	272
			2	6	0.003	0.005*	
	Conectivity (3km)	1	1	all	0.001	0.01*	272.2
	Conectivity (3km)	3	1	5	0.001	0.15	272.5
			2	7	0.0003	0.76	
			3	6	0.004	0.001*	
	% forest (3km)	1	1	all	0.039	0.01*	272.8
	% forest (3km)	2	1	5,7	0.022	0.24	273.4
			2	6	0.075	0.009*	
	% forest (1.5km)	1	1	all	0.023	0.02*	274
	Fragment size	1	1	all	0.001	0.03*	274.1
	% forest (3km)	3	1	5	0.03	0.25	274.8
			2	7	0.017	0.5	
			3	6	0.08	0.004*	
	% plantação (1.5km)	1	1	all	0.11	0.04*	274.9
	Fragment size	2	1	6	0.001	0.02*	275.3
			2	5,7	0.0005	0.34	
	% forest (1.5km)	2	1	5,7	0.014	0.25	275.9
			2	6	0.037	0.07	
	% plantação (3km)	1	1	all	0.108	0.11	276.3
	Perimeter/Area	1	1	all	-0.001	0.13	276.5
	Fragment size	3	1	6	0.002	0.01*	276.8
			2	5	0.0006	0.39	
			3	7	0.0005	0.51	
	% pasto (3km)	1	1	all	-0.017	0.16	276.8
	% eucalipto (1.5km)	1	1	all	-0.012	0.15	276.8
	% plantação (1.5km)	2	1	5,6	0.135	0.04*	277
			2	7	0.048	0.63	
% eucalipto (0.5km)	1	1	all	-0.012	0.21	277.3	
Conectivity (0.5km)	1	1	all	0.007	0.24	277.4	
% forest (1.5km)	3	1	6	0.041	0.02*	277.6	
		2	5	0.019	0.28		
		3	7	0.013	0.46		
% eucalipto (3km)	1	1	all	-0.015	0.28	277.6	
Conectivity (1.5km)	1	1	all	0.0008	0.32	277.8	
% pasto (1.5km)	1	1	all	-0.006	0.55	278.4	
% forest (0.5km)	1	1	all	0.004	0.57	278.5	
% plantação (0.5km)	1	1	all	0.04	0.57	278.5	

% pasto (3km)	2	1	5,6	-0.026	0.1	278.6
		2	7	-0.003	0.88	
% plantação (3km)	2	1	5,6	0.122	0.13	278.7
		2	7	0.069	0.58	
% pasto (0.5km)	1	1	all	-	0.91	278.8
Perimeter/Area	2	1	5,6	-0.002	0.14	278.9
		2	7	-0.001	0.57	
% eucalipto (1.5km)	2	1	5,6	-0.015	0.15	279.1
		2	7	-0.006	0.67	
% plantação (1.5km)	3	1	5	0.112	0.22	279.4
		2	7	0.048	0.63	
		3	6	0.167	0.07	
% eucalipto (0.5km)	2	1	5,6	-0.016	0.18	279.5
		2	7	-0.004	0.78	
Conectivity (1.5km)	2	1	7	0.0002	0.84	280
		2	5,6	0.001	0.26	
Conectivity (0.5km)	2	1	5,6	0.006	0.31	280.1
		2	7	0.006	0.67	
% eucalipto (3km)	2	1	5,6	-0.016	0.33	280.1
		2	7	-0.011	0.63	
% plantação (0.5km)	2	1	6	0.144	0.27	280.6
		2	5,7	-0.015	0.86	
% pasto (3km)	3	1	5	-0.016	0.45	280.8
		2	6	-0.037	0.09	
		3	7	-0.003	0.88	
% pasto (1.5km)	2	1	7	-0.003	0.84	280.9
		2	5,6	-0.007	0.53	
% forest (0.5km)	2	1	5,6	0.003	0.73	281
		2	7	0.006	0.65	
Perimeter/Area	3	1	5	-0.001	0.55	281.1
		2	6	-0.003	0.11	
		3	7	-0.001	0.56	
% plantação (3km)	3	1	5	0.146	0.2	281.4
		2	7	0.069	0.58	
		3	6	0.107	0.34	
% eucalipto (1.5km)	3	1	5	-0.012	0.4	281.7
		2	6	-0.019	0.2	
		3	7	-0.006	0.67	
% eucalipto (0.5km)	3	1	5	-0.009	0.59	281.8
		2	6	-0.024	0.16	
		3	7	-0.004	0.78	
% plantação (0.5km)	3	1	5	-0.073	0.56	282.2
		2	7	0.052	0.68	
		3	6	0.157	0.22	

Conectividad (0.5km)	3	1	5	0.01	0.27	282.6
		2	6	0.004	0.66	
		3	7	0.005	0.69	
Conectividad (1.5km)	3	1	5	0.001	0.45	282.8
		2	6	0.001	0.38	
		3	7	0.0002	0.84	
% eucalipto (3km)	3	1	5	-0.015	0.53	282.9
		2	6	-0.019	0.42	
		3	7	-0.011	0.63	
% forest (0.5km)	3	1	5	0.002	0.88	283.8
		2	6	0.004	0.72	
		3	7	0.006	0.64	

Tabela suplementar 6

Resultados dos modelos avaliando o efeito de diferentes tipos de uso do solo sobre o traço bandwidth.

Response variable	Predictor variable	N groups	Latent class	subjects	Coef	P values (p≤0.05*)	BIC
Bandwidth	Conectivity (3km)	2	1	6,7,8	0.003	0.00001*	3123.8
			2	3,4,5,9,10,11,12,13,14,15,16,17,18,19,20,21,22,23,24,25,26,27,28,29,30,31,32,33,34,35,36,37,38,39,40,41,42,44,46	0.0008	0.0002*	
	% forest (3km)	2	1	6,7,8	0.068	0.00001*	3123.9
			2	3,4,5,9,10,11,12,13,14,15,16,17,18,19,20,21,22,23,24,25,26,27,28,29,30,31,32,33,34,35,36,37,38,39,40,41,42,44,46	0.017	0.0003*	
	% forest (1.5km)	2	1	6,7,8	0.044	0.00003*	3124
			2	3,4,5,9,10,11,12,13,14,15,16,17,18,19,20,21,22,23,24,25,26,27,28,29,30,31,32,33,34,35,36,37,38,39,40,41,42,44,46	0.012	0.0001*	
	Perimeter/Area	2	1	6,7,8	-0.005	0.00005*	3125.3
			2	3,4,5,9,10,11,12,13,14,15,16,17,18,19,20,21,22,23,24,25,26,27,28,29,30,31,32,33,34,35,36,37,38,39,40,41,42,44,46	-0.001	0.0001*	
	% forest (3km)	3	1	5,8	0.037	0.04*	3131
			2	6,7	0.073	0.00009*	

		3	3,4,9,10,11,12,13, 14,15,16,17,18,19, 20,21,22,23,24,25, 26,27,28,29,30,31, 32,33,34,35,36,37, 38,39,40,41,42,44,46	0.017	0.0004*	
Perimeter/Area	3	1	5,8	-0.002	0.07	3132.1
		2	3,4,9,10,11,12,13, 14,15,16,17,18,19, 20,21,22,23,24,25, 26,27,28,29,30,31, 32,33,34,35,36,37, 38,39,40,41,42,44,46	-0.001	0.0002*	
		3	6,7	-0.005	0.0002*	
Conectivity (3km)	3	1	6,7,8	0.003	0.00001*	3134.5
		2	3,4,11,12,13,14, 15,16,32,33,34,35, 36,37,38,39,40,41, 42,44,46	0.0005	0.3	
		3	5,9,10,17,18,19, 20,21,22,23,24,25, 26,27,28,29,30,31	0.001	0.008*	
% forest (1.5km)	3	1	6,7,8	0.044	0.00002*	3135.2
		2	4,5,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,27,28,29,30, 31,32,33,34,35	0.014	0.06	
		3	3,36,37,38,39,40, 41,42,44,46	0.009	0.74	
% eucalipto (1.5km)	2	2	3,4,5,9,10,11, 12,13,14,15,16, 17,18,19,20,21, 22,23,24,25,26, 27,28,29,30,31,32, 33,34,35,36,37,38, 39,40,41,42,44,46	-0.002	0.28	3135.3
% eucalipto (1.5km)	3	1	5,8	-0.024	0.02*	3139.6

		2	3,4,9,10,11,12,13, 14,15,16,17,18,19, 20,21,22,23,24,25, 26,27,28,29,30,31, 32,33,34,35,36,37, 38,39,40,41,42,44,46	-0.002	0.36	
		3	6,7	-0.044	0.00005*	
% eucalipto (0.5km)	2	1	6,7,8	-0.037	0.0002*	3139.8
		2	3,4,5,9,10,11, 12,13,14,15,16, 17,18,19,20,21, 22,23,24,25,26, 27,28,29,30,31,32, 33,34,35,36,37,38, 39,40,41,42,44,46	-0.004	0.18	
% forest (3km)	4	1	6,7	0.074	0.00007*	3140.8
		2	5,8	0.038	0.04*	
		3	3, 36,37,38,39,40, 41,42,44,46	0.006	0.62	
		4	4,9,10,11,12,13, 14,15,16,17,18,19, 20,21,22,23,24,25, 26,27,28,29,30,31, 32,33,34,35	0.021	0.0008*	
% forest (1.5km)	4	1	5,8	0.023	0.06	3140.8
		2	6,7	0.044	0.0001*	
		3	4,9,10,11,12,13, 14,15,16,17,18,19, 20,21,22,23,24,25, 26,27,28,29,30,31, 32,33,34,35,36	0.015	0.0002*	
		4	3,37,38,39,40, 41,42,44,46	0.004	0.67	
Fragment size	2	1	6,7,8	0.001	0.01*	3141.3
		2	3,4,5,9,10,11, 12,13,14,15,16, 17,18,19,20,21, 22,23,24,25,26, 27,28,29,30,31,32, 33,34,35,36,37,38, 39,40,41,42,44,46	0.0004	0.003*	
Perimeter/Area	4	1	5,8	-0.002	0.06	3142
		2	6,7	-0.005	0.0001*	
		3	3,37,38,39,40, 41,42,44,46	-7E-04	0.6	

		4	4,9,10,11,12,13, 14,15,16,17,18,19, 20,21,22,23,24,25, 26,27,28,29,30,31, 32,33,34,35,36	-0.001	0.0003*	
% plantação (1.5km)	2	1	6,7,8	0.009	0.85	3142.3
		2	3,4,5,9,10,11, 12,13,14,15,16, 17,18,19,20,21, 22,23,24,25,26, 27,28,29,30,31,32, 33,34,35,36,37,38, 39,40,41,42,44,46	-0.06	0.0002*	
Perimeter/Area	1	1	all	-0.002	<0.00001*	3143.4
% forest (1.5km)	1	1	all	0.015	<0.00001*	3143.9
Conectivity (3km)	1	1	all	0.001	<0.00001*	3144.8
% eucalipto (3km)	2	1	6,7,8	-0.043	0.001*	3144.8
		2	3,4,5,9,10,11, 12,13,14,15,16, 17,18,19,20,21, 22,23,24,25,26, 27,28,29,30,31,32, 33,34,35,36,37,38, 39,40,41,42,44,46	-0.002	0.53	
% forest (3km)	1	1	all	0.022	<0.00001*	3145.4
Conectivity (1.5km)	2	1	6,7,8	0.001	0.07	3145.7
		2	3,4,5,9,10,11, 12,13,14,15,16, 17,18,19,20,21, 22,23,24,25,26, 27,28,29,30,31,32, 33,34,35,36,37,38, 39,40,41,42,44,46	0.0006	0.01*	
Fragment size	3	1	6,7	0.001	0.04*	3148.1
		2	3,4,9,10,11,12,13, 14,15,16,17,18,19, 20,21,22,23,24,25, 26,27,28,29,30,31, 32,33,34,35,36,37, 38,39,40,41,42,44,46	0.0004	0.003*	
		3	5,8	0.0005	0.29	
% plantação (3km)	2	1	6,7,8	0.132	0.04*	3151.4

		2	3,4,5,9,10,11, 12,13,14,15,16, 17,18,19,20,21, 22,23,24,25,26, 27,28,29,30,31,32, 33,34,35,36,37,38, 39,40,41,42,44,46	-0.003	0.86	
% forest (0.5km)	2	1	6,7,8	0.001	0.82	3152.1
		2	3,4,5,9,10,11, 12,13,14,15,16, 17,18,19,20,21, 22,23,24,25,26, 27,28,29,30,31,32, 33,34,35,36,37,38, 39,40,41,42,44,46	0.005	0.05*	
% pasto (3km)	2	1	6,7,8	-0.015	0.23	3152.8
		2	3,4,5,9,10,11, 12,13,14,15,16, 17,18,19,20,21, 22,23,24,25,26, 27,28,29,30,31,32, 33,34,35,36,37,38, 39,40,41,42,44,46	-0.005	0.22	
% plantação (0.5km)	2	1	6,7,8	-0.052	0.45	3153.7
		2	3,4,5,9,10,11, 12,13,14,15,16, 17,18,19,20,21, 22,23,24,25,26, 27,28,29,30,31,32, 33,34,35,36,37,38, 39,40,41,42,44,46	-0.025	0.22	
% pasto (0.5km)	2	1	6,7,8	0.006	0.41	3153.9
		2	3,4,5,9,10,11, 12,13,14,15,16, 17,18,19,20,21, 22,23,24,25,26, 27,28,29,30,31,32, 33,34,35,36,37,38, 39,40,41,42,44,46	-0.003	0.28	
% pasto (1.5km)	2	1	6,7,8	0.007	0.46	3154.7

		2	3,4,5,9,10,11, 12,13,14,15,16, 17,18,19,20,21, 22,23,24,25,26, 27,28,29,30,31,32, 33,34,35,36,37,38, 39,40,41,42,44,46	-0.002	0.45	
Fragment size	1	1	all	0.0004	0.0003*	3155.3
% plantação (1.5km)	1	1	all	-0.054	0.0005*	3156.1
Fragment size	4	1	6,7	0.001	0.04*	3158.6
		2	4,9,10,11,12,13, 14,15,16,17,18,19, 20,21,22,23,24,25, 26,27,28,29,30,31, 32,33,34,35,36	0.0005	0.008*	
		3	5,8	0.0005	0.29	
		4	3,37,38,39,40, 41,42,44,46	0.0001	0.68	
Conectivity (1.5km)	1	1	all	0.0007	0.002*	3159
% eucalipto (0.5km)	1	1	all	-0.007	0.01*	3162
% eucalipto (1.5km)	1	1	all	-0.006	0.01*	3162.3
% forest (0.5km)	1	1	all	0.004	0.06	3164.5
% eucalipto (3km)	1	1	all	-0.006	0.1	3165.4
% pasto (3km)	1	1	all	-0.006	0.12	3165.5
% plantação (0.5km)	1	1	all	-0.026	0.19	3166.3
Conectivity (0.5km)	1	1	all	0.001	0.33	3167
% pasto (0.5km)	1	1	all	-0.001	0.48	3167.5
% plantação (3km)	1	1	all	0.01	0.6	3167.7
% pasto (1.5km)	1	1	all	-0.001	0.66	3167.8
Conectivity (0.5km)	2	1	5,6,7,8,9,17, 19,20,21,22,23,24, 25,26,27,28,30	0.001	0.56	3178.2
		2	3,4,10,11,12,13, 14,15,16,18,29,31, 32,33,34,35,36,37, 38,39,40,41,42,44, 46	0.001	0.62	

Tabela suplementar 7

Resultados dos modelos avaliando o efeito de diferentes tipos de uso do solo sobre o traço duração.

Response variable	Preditor variable	N groups	Latent class	subjects	Coef	P values (p≤0.05*)	BIC
Duration	Conectivity (3km)	3	1	6,7,8	0.003	<0.00001*	1842.5
			2	3,4,13,14,15,16,17,18,19,20,21,22	0.0001	0.65	
			3	5,9,10,11,12	0.001	0.002*	
	Conectivity (3km)	2	1	6,7,8	0.002	0.001*	1845
			2	3,4,5,9,10,11,12,13,14,15,16,17,18,19,20,21,22	0.0006	0.14	
	Perimeter/Area	3	1	5,9,10,11,12	-0.003	0.001*	1846.7
			2	6,7,8	-0.004	0.0001*	
			3	3,4,13,14,15,16,17,18,19,20,21,22	-0.0004	0.54	
	Perimeter/Area	2	1	5,6,7,8,9,10	-0.004	0.00004*	1848.1
			2	3,4,11,12,13,14,15,16,17,18,19,20,21,22	-0.001	0.14	
	% forest (3km)	2	1	5,6,7,8,9,10	0.052	0.00002*	1848.6
			2	3,4,11,12,13,14,15,16,17,18,19,20,21,22	0.011	0.17	
	% forest (1.5km)	2	1	5,6,7,8,9,10	0.034	0.00001*	1848.9
			2	3,4,11,12,13,14,15,16,17,18,19,20,21,22	0.008	0.16	
	Perimeter/Area	1	1	all	-0.002	0.00007*	1850.5
% forest (1.5km)	1	1	all	0.017	0.0001*	1851.4	
Conectivity (3km)	1	1	all	0.001	0.0001*	1851.9	
% forest (3km)	1	1	all	0.024	0.0001*	1852.2	
% plantação (1.5km)	2	1	6,7,8	-0.182	0.0007*	1855.5	
		2	3,4,5,9,10,11,12,13,14,15,16,17,18,19,20,21,22	-0.035	0.16		
Fragment size	2	1	6,7,8,9	0.001	0.001*	1855.7	

		2	3,4,5,9,10,11, 12,13,14,15,16,17, 18,19,20,21,22	0.0002	0.28	
Fragment size	3	1	6,7,8	0.001	0.001*	1855.7
		2	5,9,10,11,12	0.0008	0.01*	
		3	3,4,13,14,15,16, 17,18,19,20,21,22	0.00008	0.73	
% plantação (1.5km)	3	1	5,9,10,11,12	-0.074	0.06	1856.6
		2	6,7,8	-0.192	0.0003*	
		3	3,4,13,14,15,16, 17,18,19,20,21,22	-0.01	0.73	
Conectivity (1.5km)	2	1	6,7,8	0.002	0.003*	1857.9
		2	3,4,5,9,10,11, 12,13,14,15,16,17, 18,19,20,21,22	0.0006	0.13	
Fragment size	1	1	all	0.0005	0.003*	1857.9
Conectivity (1.5km)	1	1	all	0.001	0.006*	1858.9
% plantação (1.5km)	1	1	all	-0.06	0.008*	1859.4
Conectivity (1.5km)	3	1	6,7,8	0.002	0.002*	1859.7
		2	3,4,13,14,15,16, 17,18,19,20,21,22	0.0003	0.58	
		3	5,9,10,11,12	0.001	0.07	
% pasto (3km)	2	1	3,4,5,9,10,11, 12,13,14,15,16,17, 18,19,20,21,22	-0.005	0.37	1860.9
		2	6,7,8	-0.034	0.007*	
% pasto (3km)	1	1	all	-0.011	0.03*	1862.1
% forest (0.5km)	1	1	all	0.006	0.07	1863.1
% pasto (3km)	3	1	5,9,10,11,12	-0.011	0.24	1863.3
		2	6,7,8	-0.036	0.004*	
		3	3,4,13,14,15,16, 17,18,19,20,21,22	-0.002	0.78	
% eucalipto (0.5km)	1	1	all	-0.006	0.16	1864.4
% pasto (0.5km)	1	1	all	-0.004	0.17	1864.5
% pasto (1.5km)	1	1	all	-0.005	0.21	1864.8
% forest (0.5km)	2	1	6,7,8	0.014	0.06	1865
		2	3,4,5,9,10,11, 12,13,14,15,16,17, 18,19,20,21,22	0.004	0.3	
% eucalipto (1.5km)	1	1	all	-0.004	0.25	1865.1
% pasto (1.5km)	2	1	6,7,8	-0.018	0.06	1865.9

		2	3,4,5,9,10,11, 12,13,14,15,16,17, 18,19,20,21,22	-0.002	0.66	
% plantação (0.5km)	1	1	all	-0.021	0.47	1865.9
% plantação (3km)	1	1	all	0.015	0.56	1866
Conectivity (0.5km)	1	1	all	0.0008	0.71	1866.2
% eucalipto (3km)	1	1	all	-0.002	0.69	1866.2
% eucalipto (3km)	2	1	6,7,8	0.015	0.28	1867.6
		2	3,4,5,9,10,11, 12,13,14,15,16,17, 18,19,20,21,22	-0.006	0.37	
% eucalipto (0.5km)	2	1	6,7,8	-0.009	0.29	1867.6
		2	3,4,5,9,10,11, 12,13,14,15,16,17, 18,19,20,21,22	-0.004	0.35	
% forest (0.5km)	3	1	6,7,8	0.014	0.06	1867.7
		2	5,9,10,11,12	0.007	0.21	
		3	3,4,13,14,15,16, 17,18,19,20,21,22	0.001	0.72	
% eucalipto (1.5km)	2	1	6,7,8	0.001	0.88	1868
		2	3,4,5,9,10,11, 12,13,14,15,16,17, 18,19,20,21,22	-0.005	0.21	
Conectivity (0.5km)	2	1	6,7,8	-0.004	0.4	1868.2
		2	3,4,5,9,10,11, 12,13,14,15,16,17, 18,19,20,21,22	0.001	0.44	
% plantação (3km)	2	1	3,4,5,9,10,11, 12,13,14,15,16,17, 18,19,20,21,22	0.028	0.36	1868.2
		2	6,7,8	-0.046	0.47	
% pasto (1.5km)	3	1	5,9,10,11,12	-0.004	0.53	1868.8
		2	6,7,8	-0.019	0.05*	
		3	3,4,13,14,15,16, 17,18,19,20,21,22	-0.0005	0.93	
% eucalipto (3km)	3	1	5,9,10,11,12,13	-0.011	0.25	1870.1
		2	6,7,8	0.016	0.23	
		3	3,4,14,15,16,17, 18,19,20,21,22	-0.001	0.83	

% eucalipto (1.5km)	3	1	5,9,10,11,12,13	-0.01	0.11	1870.2
		2	6,7,8	0.002	0.81	
		3	3,4,14,15,16,17, 18,19,20,21,22	-0.002	0.73	
% eucalipto (0.5km)	3	1	5,9,10,11,12,13	-0.008	0.23	1870.2
		2	6,7,8	-0.01	0.3	
		3	3,4,14,15,16,17, 18,19,20,21,22	-0.001	0.8	
% plantação (3km)	3	1	6,7,8	-0.053	0.41	1870.9
		2	5,9,10,11,12,13	0.052	0.27	
		3	3,4,14,15,16,17, 18,19,20,21,22	0.011	0.76	
Conectivity (0.5km)	3	1	5,9,10,11,12,13	0.003	0.35	1871
		2	6,7,8	-0.005	0.35	
		3	3,4,14,15,16,17, 18,19,20,21,22	0.0007	0.82	

Tabela suplementar 8

Resultados dos modelos avaliando o efeito de diferentes tipos de uso do solo sobre o traço frequência de máxima energia (FME). Modelos considerando ≥ 3 registros e ≥ 6 registros.

Response variable	Preditor variable	N groups	Latent class	subjects	Coef	P values ($p \leq 0.05^*$)	BIC
FME (≥ 3)	Conectivity (3km)	2	1	26,27,28,29,40,45,46,47	0.003	<0.00001*	3522.6
			2	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,30,31,32,33,34, 35,36,37,38,39,41, 42,43,44,48,49,50, 52,53,54,55,56,57, 58,59,60,61,62,63	0.0001	0.56	
	% forest (1.5km)	2	1	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,30,31,32,33,34, 35,36,37,38,42,43, 44,48,49,50,52,53, 54,55,56,57,58,59, 60,61,62,63	0.002	0.53	3524.5
			2	26,27,28,29,39, 40,41,45,46,47	0.043	<0.00001*	
	% forest (3km)	2	1	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,30,31,32,33,34, 35,36,37,38,42,43, 44,48,49,50,52,53, 54,55,56,57,58,59, 60,61,62,63	0.003	0.51	3533.3
			2	26,27,28,29,39, 40,41,45,46,47	0.056	<0.00001*	
	Perimeter/Area	2	1	26,27,28,29,39 40,41,45,46,47	-0.004	<0.00001*	3535.2

		2	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,30,31,32,33,34, 35,36,37,38,42,43, 44,48,49,50,52,53, 54,55,56,57,58,59, 60,61,62,63	-0.0005	0.3	
Fragment size	2	1	26,27,28,29,40,45,46,47	0.001	0.0002*	3537.9
		2	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,30,31,32,33,34, 35,36,37,38,39,41, 42,43,44,48,49,50, 52,53,54,55,56,57, 58,59,60,61,62,63	0.00004	0.81	
Perimeter/Area	3	1	22,23,26,27,29, 30,37,38,39,41	-0.002	0.006*	3538.2
		2	28,40,45,46,47	-0.006	0.00003*	
		3	todos os outros	-0.0002	0.7	
Conectivity (1.5km)	2	1	26,27,28,29,30, 39,40,41,45,46,47	0.002	<0.00001*	3539.5
		2	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,31,32,33,34,35, 36,37,38,42,43,44, 48,49,50,52,53,54, 55,56,57,58,59,60, 61,62,63	0.00001	0.98	
% plantação (1.5km)	2	1	27,28,29,30,39, 40,41,45,46,47	-0.148	0.0001*	3546.4
		2	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,31,32,33,34, 35,36,37,38,42,43, 44,48,49,50,52,53, 54,55,56,57,58,59, 60,61,62,63	-0.016	0.39	

Conectivity (0.5km)	2	1	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,27,29,30,31, 32,33,34,35,36,37, 38,39,40,41,42,43, 44,45,47,48,49,50, 52,53,54,55,56,57, 58,59,60,61,62,63	0.0003	0.81	3551
		2	28,46	0.06	<0.00001*	
% forest (0.5km)	2	1	28,40,45,46,47	0.028	0.001*	3551.3
		2	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,27,29,30,31, 32,33,34,35,36,37, 38,39,41,42,43,44, 48,49,50,52,53,54, 55,56,57,58,59,60, 61,62,63	0.0002	0.92	
Perimeter/Area	1	1	all	-0.001	0.0001*	3551.6
Conectivity (3km)	1	1	all	0.0007	0.0001*	3552.2
% forest (1.5km)	1	1	all	0.011	0.0001*	3552.4
Conectivity (0.5km)	3	1	28,46	0.061	<0.00001*	3552.7
		2	23,26,27,29,39, 40,41,45,47	0.0005	0.85	
		3	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,24,25, 30,31,32,33,34,35, 36,37,38,42,43,44, 48,49,50,52,53,54, 55,56,57,58,59,60, 61,62,63	0.0002	0.9	
% forest (0.5km)	3	1	28,40,45,46,47	0.032	0.00002*	3554.4
		2	22,23,26,27,29, 30,37,38,39,41,48	0.004	0.33	
		3	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,24,25,31, 32,33,34,35, 36,42,43,44,49,50, 52,53,54,55,56,57, 58,59,60,61,62,63	-0.001	0.68	
% forest (3km)	1	1	all	0.015	0.0006*	3554.6
% plantação (1.5km)	1	1	all	-0.049	0.002*	3556.9

Conectivity (1.5km)	1	1	all	0.0007	0.005*	3558.6
% eucalipto (0.5km)	3	1	22,23,26,27,28, 29,30,37,38,39, 40,41,47	-0.01	0.04*	3559
		2	45,46	-0.033	0.009*	
		3	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,24,25,31, 32,33,34,35, 36,42,43,44,48,49, 50,52,53,54,55,56, 57,58,59,60,61,62, 63	-0.0009	0.79	
% eucalipto (0.5km)	2	1	27,28,29,39,40, 41,45,46,47	-0.015	0.01*	3559.4
		2	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,30,31,32,33, 34,35,36,37,38,42, 43,44,48,49,50,52, 53,54,55,56,57,58, 59,60,61,62,63	-0.002	0.43	
Fragment size	1	1	all	0.0003	0.009*	3559.6
% eucalipto (1.5km)	2	1	26,27,28,29,39, 40,41,45,46,47	-0.01	0.03*	3562
		2	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,30,31,32,33,34, 35,36,37,38,42,43, 44,48,49,50,52,53, 54,55,56,57,58,59, 60,61,62,63	-0.002	0.39	
% eucalipto (0.5km)	1	1	all	-0.005	0.04*	3562.4
% pasto (3km)	2	1	27,28,29,39,40, 41,45,46,47	-0.017	0.07	3563.1
		2	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,30,31,32,33, 34,35,36,37,38,42, 43,44,48,49,50,52, 53,54,55,56,57,58, 59,60,61,62,63	-0.0005	0.89	
% eucalipto (1.5km)	1	1	all	-0.004	0.06	3563.1

% forest (0.5km)	1	1	all	0.004	0.09	3563.5
% pasto (0.5km)	2	1	27,28,29,39,40, 41,45,46,47	-0.01	0.1	3564
		2	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,30,31,32,33, 34,35,36,37,38,42, 43,44,48,49,50,52, 53,54,55,56,57,58, 59,60,61,62,63	0.0006	0.83	
% pasto (1.5km)	2	1	27,28,29,40,41, 45,46,47	-0.01	0.15	3564.7
		2	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,30,31,32,33, 34,35,36,37,38,42, 43,44,48,49,50,52, 53,54,55,56,57,58, 59,60,61,62,63	0.001	0.58	
% plantação (0.5km)	1	1	all	-0.025	0.2	3564.7
% eucalipto (3km)	2	1	27,28,29,39,40, 41,45,46,47	-0.012	0.14	3564.7
		2	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,30,31,32,33, 34,35,36,37,38,42, 43,44,48,49,50,52, 53,54,55,56,57,58, 59,60,61,62,63	-0.002	0.62	
% pasto (3km)	1	1	all	-0.004	0.22	3564.9
% plantação (0.5km)	2	1	27,28,29,40,41, 45,46,47	-0.056	0.24	3565
		2	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,30,31,32,33, 34,35,36,37,38,42, 43,44,48,49,50,52, 53,54,55,56,57,58, 59,60,61,62,63	-0.018	0.42	
% eucalipto (3km)	1	1	all	-0.004	0.26	3565.1
Conectivity (0.5km)	1	1	all	0.001	0.33	3565.4
% pasto (0.5km)	1	1	all	-0.001	0.46	3565.8

% plantação (3km)	1	1	all	0.01	0.6	3566.1
% pasto (1.5km)	1	1	all	-0.001	0.73	3566.2
% plantação (3km)	2	1	27,28,29,39,40, 41,45,46,47	0.019	0.69	3566.9
		2	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,30,31,32,33, 34,35,36,37,38,42, 43,44,48,49,50,52, 53,54,55,56,57,58, 59,60,61,62,63	0.008	0.72	
% eucalipto (3km)	3	1	22,23,26,27,28, 29,30,37,38,39, 40,41,47	-0.009	0.22	3567.2
		2	45,46	-0.025	0.16	
		3	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,24,25,31, 32,33,34,35, 36,42,43,44,48,49, 50,52,53,54,55,56, 57,58,59,60,61,62, 63	-0.0003	0.94	
% pasto (3km)	3	1	22,23,26,27,28, 29,30,37,38,39,41	-0.006	0.4	3567.6
		2	40,45,46,47	-0.024	0.09	
		3	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,24,25,31, 32,33,34,35, 36,42,43,44,48,49, 50,52,53,54,55,56, 57,58,59,60,61,62, 63	-0.0003	0.94	
% plantação (0.5km)	3	1	22,23,26,27,28, 29,30,37,38,39, 40,41,47	-0.055	0.16	3568.5
		2	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,24,25,31, 32,33,34,35, 36,42,43,44,48,49, 50,52,53,54,55,56, 57,58,59,60,61,62, 63	-0.014	0.56	

			3	45,46	-0.025	0.78	
	% pasto (0.5km)	3	1	22,23,26,27,28, 29,30,37,38,39, 40,41,47	-0.005	0.23	3569.2
			2	45,46	-0.004	0.73	
			3	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,24,25,31, 32,33,34,35, 36,42,43,44,48,49, 50,52,53,54,55,56, 57,58,59,60,61,62, 63	0.0008	0.79	
	% pasto (1.5km)	3	1	22,23,26,27,28, 29,30,37,38,39, 40,41,47	-0.002	0.74	3570
			2	45,46	-0.011	0.53	
			3	7,8,9,10,11,12, 13,14,15,16,17,18, 19,20,21,24,25,31, 32,33,34,35, 36,42,43,44,48,49, 50,52,53,54,55,56, 57,58,59,60,61,62, 63	0.001	0.72	
FME (≥ 6)	Conectividad (3km)	3	1	45,46	0.005	<0.00001*	3123.4
			2	22,23,26,27,28, 29,30,39,40,41,47	0.001	0.0002*	
			3	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,24,25,31, 32,34,36,37,38,42, 43,44,48,49,50,52, 53,54,57,60,61,63	0.00005	0.85	
	Conectividad (3km)	2	1	26,27,28,29,40,45,46,47	0.003	<0.00001*	3130.4
			2	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,30,31,32,34,36, 37,38,39,41,42,43, 44,48,49,50,52,53, 54,57,60,61,63	0.0002	0.41	
% forest (1.5km)	2	1	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,30,31,32,34,36, 37,38,39,41,42,43, 44,48,49,50,52,53, 54,57,60,61,63	0.003	0.33	3131.9	

			2	26,27,28,29,40, 45,46,47	0.042	<0.00001*	
% forest (1.5km)	3	1	45,46	0.064	0.00001*	3135.7	
		2	23,26,27,28,29, 30,39,40,41,47	0.027	0.0003*		
		3	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,24,25, 31,32,34,36,37,38, 42,43,44,48,49,50, 52,53,54,57,60,61, 63	0.001	0.63		
% forest (3km)	2	1	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,30,31,32,34,36, 37,38,41,42,43,44, 48,49,50,52,53,54, 57,60,61,63	0.006	0.29	3139.5	
		2	26,27,28,29,39, 40,45,46,47	0.055	0.00001*		
Perimeter/Area	2	1	27,28,29,39,40, 41,45,46,47	-0.004	0.00002*	3141.1	
		2	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,30,31,32,34, 36,37,38,42,43,44, 48,49,50,52,53,54, 57,60,61,63	-0.0007	0.17		
% forest (3km)	3	1	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,24,25,31, 32,34,36,37,42,43, 44,48,49,50,52,53, 54,57,60,61,63	0.003	0.6	3142.7	
		2	45,46	0.083	0.0001*		
		3	22,23,26,27,28, 29,30,38,39,40, 41,47	0.032	0.002*		
Fragment size	2	1	28,29,40,45,46,47	0.001	0.0001*	3143.1	
		2	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,27,30,31,32, 34,36,37,38,39,41, 42,43,44,48,49,50, 52,53,54,57,60,61, 63	0.0001	0.46		
Conectivity (1.5km)	2	1	26,27,28,29,39, 40,45,46,47	0.002	0.00002*	3145.5	

			2	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,30,31,32,34,36, 37,38,41,42,43,44, 48,49,50,52,53,54, 57,60,61,63	0.0001	0.76	
% forest (1.5km)	4	1	45,46	0.065	0.00001*	3145.7	
		2	26,27,28,29,39,40,47	0.034	0.001*		
		3	22,23,30,37,38,41	0.01	0.35		
		4	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,24,25,31, 32,34,36,42,43,44, 48,49,50,52,53,54, 57,60,61,63	0.001	0.74		
Perimeter/Area	3	1	22,23,26,27,28,29, 30,38,39,40,41,47	-0.002	0.003*	3146.1	
		2	45,46	-0.006	0.0009*		
		3	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,24,25,31, 32,34,36,37,42,43, 44,48,49,50,52,53, 54,57,60,61,63	-0.0004	0.47		
Fragment size	3	1	45,46	0.002	0.0002*	3146.6	
		2	23,26,27,28,29, 30,39,40,41,47	0.0007	0.06		
		3	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,24,25, 31,32,34,36,37,38,42, 43,44,48,49,50,52, 53,54,57,60,61,63	0.00001	0.94		
Perimeter/Area	1	1	all	-0.001	0.0001*	3149.4	
% forest (1.5km)	1	1	all	0.012	0.0001*	3149.5	
Conectivity (3km)	1	1	all	0.0008	0.0001*	3150.1	
% forest (3km)	1	1	all	0.017	0.0003*	3151.4	
% plantação (1.5km)	2	1	28,29,39,40,45, 46,47	-0.152	0.003*	3151.4	
		2	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,27,30,31,32, 34,36,37,38,41,42, 43,44,48,49,50,52, 53,54,57,60,61,63	-0.022	0.31		
Conectivity (0.5km)	2	1	28,46	0.057	<0.00001*	3153.4	

		2	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,27,29,30,31, 32,34,36,37,38,39, 40,41,42,43,44,45, 47,48,49,50,52,53, 54,60,61,63	0.0002	0.87	
% plantação (1.5km)	3	1	23,26,27,28,29, 30,37,38,39,40,41	-0.094	0.006*	3154.7
		2	45,46,47	-0.198	0.0007*	
		3	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,24,25, 31,32,34,36,42,43, 44,48,49,50,52,53, 54,57,60,61,63	-0.006	0.76	
% forest (0.5km)	2	1	28,40,45,46,47	0.027	0.0009*	3154.9
		2	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,27,29,30,31, 32,34,36,37,38,39, 41,42,43,44,48,49, 50,52,53,54,60,61, 63	0.0008	0.76	
% plantação (1.5km)	1	1	all	-0.049	0.003*	3155.7
Conectivity (1.5km)	1	1	all	0.0007	0.004*	3156.4
Fragment size	1	1	all	0.0003	0.005*	3156.6
Conectivity (0.5km)	3	1	28,46	0.058	<0.00001*	3159
		2	23,26,27,29,39, 40,41,45,47	0.0005	0.88	
		3	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,24,25, 30,31,32,34,36,37,38, 42,43,44,48,49,50, 52,53,54,57,60,61, 63	0.0001	0.94	
% eucalipto (0.5km)	1	1	all	-0.006	0.03*	3159.9
% eucalipto (1.5km)	1	1	all	-0.005	0.05*	3160.7
% forest (0.5km)	3	1	28,40,45,46,47	0.03	0.0001*	3161
		2	22,23,26,27,29, 30,37,38,39,41	0.005	0.34	
		3	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,24,25,31, 32,34,36,42,43,44, 48,49,50,52,53,54, 57,60,61,63	-0.0008	0.81	
% forest (0.5km)	1	1	all	0.004	0.07	3161.3

	% eucalipto (0.5km)	2	1	40,45,46,47	-0.02	0.08	3161.3
			2	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,27,28,29,30, 31,32,34,36,37,38, 39,41,42,43,44,48, 49,50,52,53,54,57, 60,61,63	-0.004	0.17	
	% pasto (3km)	1	1	all	-0.005	0.2	3162.8
	% eucalipto (3km)	1	1	all	-0.005	0.22	3163
	% plantação (0.5km)	1	1	all	-0.023	0.27	3163.2
	Conectivity (0.5km)	1	1	all	0.001	0.37	3163.7
	% pasto (0.5km)	1	1	all	-0.001	0.46	3163.9
	% plantação (3km)	1	1	all	0.012	0.55	3164.1
	% eucalipto (1.5km)	2	1	28,29,40,45,46,47	-0.01	0.09	3164.2
			2	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,27,30,31,32, 34,36,37,38,39,41, 42,43,44,48,49,50, 52,53,54,57,60,61, 63	-0.003	0.19	
	% pasto (1.5km)	1	1	all	-0.001	0.73	3164.3
	% eucalipto (0.5km)	3	1	22,23,26,27,28, 29,30,37,38,39, 40,41,47	-0.009	0.06	3164.5
			2	45,46	-0.031	0.01*	
			3	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,24,25,31, 32,34,36,42,43,44, 48,49,50,52,53,54, 57,60,61,63	-0.001	0.61	
	% pasto (3km)	2	1	28,40,45,46,47	-0.019	0.09	3165.4
2			8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,27,29,30,31, 32,34,36,37,38,39, 41,42,43,44,48,49, 50,52,53,54,57,60, 61,63	-0.001	0.7		
% pasto (0.5km)	2	1	28,40,45,46,47	-0.01	0.12	3166.4	

			2	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,27,29,30,31, 32,34,36,37,38,39, 41,42,43,44,48,49, 50,52,53,54,57,60, 61,63	0.0002	0.94	
% eucalipto (3km)	2	1		28,29,40,45,46,47	-0.013	0.23	3166.8
		2		8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,27,30,31,32, 34,36,37,38,39,41, 42,43,44,48,49,50, 52,53,54,57,60,61, 63	-0.003	0.45	
% pasto (1.5km)	2	1		28,40,45,46,47	-0.011	0.18	3167
		2		8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,27,29,30,31, 32,34,36,37,38,39, 41,42,43,44,48,49, 50,52,53,54,57,60, 61,63	0.001	0.68	
% plantação (0.5km)	2	1		28,29,40,45,46,47	-0.053	0.34	3167.4
		2		8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,27,30,31,32, 34,36,37,38,39,41, 42,43,44,48,49,50, 52,53,54,57,60,61, 63	-0.018	0.45	
% plantação (3km)	2	1		40,45,46,47	-0.063	0.42	3168.2
		2		8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,24, 25,26,27,28,29,30, 31,32,34,36,37,38, 39,41,42,43,44,48, 49,50,52,53,54,57, 60,61,63	0.021	0.35	
% eucalipto (1.5km)	3	1		22,23,26,27,28, 29,30,37,38,39, 40,41,47	-0.008	0.07	3168.7
		2		45,46	-0.017	0.1	

			3	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,24,25,31, 32,34,36,42,43,44, 48,49,50,52,53,54, 57,60,61,63	-0.001	0.58	
% eucalipto (3km)	3	1	22,23,26,27,28, 29,30,37,38,39, 40,41,47	-0.008	0.26	3171.9	
		2	45,46	-0.023	0.18		
		3	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,24,25,31, 32,34,36,42,43,44, 48,49,50,52,53,54, 57,60,61,63	-0.001	0.81		
% pasto (3km)	3	1	22,23,26,27,28, 29,30,37,38,39,41	-0.007	0.42	3172.2	
		2	40,45,46,47	-0.021	0.21		
		3	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,24,25,31, 32,34,36,42,43,44, 48,49,50,52,53,54, 57,60,61,63	-0.0009	0.86		
% pasto (0.5km)	3	1	23,26,27,28,29, 30,37,38,39,40, 41,47	-0.006	0.25	3173.5	
		2	45,46	-0.004	0.73		
		3	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,24,25, 31,32,34,36,42,43, 44,48,49,50,52,53, 54,57,60,61,63	0.0008	0.81		
% plantação (3km)	3	1	40,45,46,47	-0.076	0.3	3173.5	
		2	22,23,26,27,28, 29,30,37,38,39,41	0.04	0.33		
		3	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,24,25,31, 32,34,36,42,43,44, 48,49,50,52,53,54, 57,60,61,63	0.006	0.81		
% pasto (1.5km)	3	1	23,26,27,28,29, 30,37,39,40,41,47	-0.003	0.6	3174.2	
		2	45,46	-0.01	0.49		

			3	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,24,25, 31,32,34,36,38,42, 43,44,48,49,50,52, 53,54,57,60,61,63	0.001	0.7	
	% plantação (3km)	4	1	40,45,46,47	-0.081	0.25	3176
			2	22,23,26,27,29, 30,37,38,39,41	0.015	0.69	
			3	8,14,15,16,17,18, 19,20,21,24,25,31, 32,34,36,42,43,44, 48,49,50,52,53,54, 57,60,61,63	0.007	0.79	
			4	28	0.65	0.0001*	

Efeitos da paisagem sobre morcegos insetívoros aéreos: espécies, frequências e atividade de alimentação

Artigo elaborado de acordo com as normas da revista Landscape Ecology

Matheus C. S. Mancini^{1*}, Letícia Langsdorff², Lucas L. Del-Sarto¹, Renato Gregorin²

¹ - Departamento de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Naturais, Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brazil. Av. Dr. Sylvio Menicucci, CEP 37200-900.

² - Centro de Biodiversidade e Recursos Genéticos, Departamento de Biologia, Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brasil. Av. Dr. Sylvio Menicucci, Caixa Postal 3037, CEP 37200-900.

* corresponding author: mthmancini@gmail.com

Resumo

Contexto.

A modificação do uso e cobertura do solo é atualmente um dos principais agentes responsáveis pela perda de biodiversidade, incluindo mamíferos. Além disso, a lacuna de conhecimento sobre a história natural de alguns grupos de mamíferos torna esses animais ainda mais vulneráveis, uma vez que os seus padrões de resposta frente a essas modificações ainda não são compreendidos. Nos neotrópicos, os morcegos insetívoros aéreos são um grupo ainda pouco estudado, mas que já se encontra sujeito a essas modificações.

Objetivos.

Aqui, foi avaliado como as atividades de forrageamento e alimentação de uma comunidade de morcegos insetívoros aéreos são afetados por diferentes tipos de uso do solo em uma paisagem agropecuária no sudeste do Brasil. Além disso, avaliou-se também o efeito que esses diferentes tipos de uso do solo possuem sobre a frequência de ocorrência dos sonótipos registrados, bem como sobre a diversidade de frequências de máxima energia utilizada pela comunidade de morcegos.

Métodos.

Detectores de ultrassom foram utilizados para a coleta dos seguintes aspectos da comunidade: o número total de sonótipos, o número total de frequências de máxima energia, a atividade de alimentação e a frequência de ocorrência de cada sonótipo.

Resultados.

Os resultados mostraram que a quantidade de vegetação nativa na paisagem e o tamanho dos fragmentos são as variáveis com maior poder de explicação sobre o número de frequências de máxima energia e a atividade de alimentação, respectivamente. O modelo nulo foi o que melhor explicou a variação no número de sonótipos encontrados. A conectividade foi a variável que melhor explicou a variação na frequência de ocorrência dos sonótipos, e quatro grupos de resposta foram detectados para essa variável. A escala de três quilômetros foi a que apresentou o maior poder de explicação em todos os casos. Esse é o segundo estudo no Brasil que avaliou os efeitos de buffers de paisagem sobre os morcegos insetívoros aéreos.

Conclusões.

Apesar da sua conhecida tolerância a modificações na paisagem, os morcegos insetívoros aéreos são significativamente beneficiados pela manutenção de grandes fragmentos de vegetação nativa e pela conectividade da paisagem. Atividades de manejo dedicadas à conservação desse grupo devem focar suas ações na escala de três quilômetros. Mais estudos são necessários para melhor compreender os padrões de resposta desse grupo ainda pouco estudado.

Palavras-chave: Monitoramento acústico, Mata Atlântica, Floresta estacional semidecídua, Feeding buzz, Escala de efeito.

Agradecimentos

Nós somos gratos a todos os proprietários por autorizarem a realização desse estudo em suas propriedades. Nós também agradecemos a Rafael D. Zenni e Flávia F. Coelho pelas suas contribuições ao longo do desenvolvimento do estudo. Esse projeto foi parcialmente financiado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES - código de financiamento 001), pelo Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (FUNBIO) e pelo Instituto Humanize (Programa Bolsas FUNBIO – código de financiamento 037/2019).

Efeitos da paisagem sobre morcegos insetívoros aéreos: espécies, frequências e atividade de alimentação

Introdução

A modificação da cobertura e do uso do solo causada pelas atividades humanas é considerada atualmente um dos principais responsáveis pela perda de biodiversidade ao redor do mundo (Newbold et al. 2015; Wilting et al. 2017; Marques et al. 2019). Os mamíferos são um grupo particularmente afetado, uma vez que diferentes estudos já detectaram os efeitos negativos que a modificação do uso do solo pode ter sobre diferentes grupos taxonômicos de mamíferos (Lino et al. 2018; Presley et al. 2019; Li and Jiang 2021). Por exemplo, é sabido que a substituição da vegetação nativa por pastagem afeta negativamente a abundância de mamíferos de médio e grande porte ao redor do mundo (Li and Jiang 2021). Já a conversão de áreas naturais para agricultura, outra atividade crescente em todo o globo (Gardiner et al. 2018), também pode ter efeitos significativos sobre a dieta e o uso de habitat em mamíferos terrestres (Magioli et al. 2019). Essas evidências destacam a urgência de se alcançar uma melhor compreensão sobre os padrões de resposta dos mamíferos às modificações na paisagem, principalmente considerando que a tendência global é de que essas atividades se intensifiquem ao longo do século 21 (Tilman et al. 2017; Kok et al. 2018).

Nesse contexto, outra ameaça à conservação dos mamíferos é a escassez de informações a respeito da história natural de alguns grupos (Bland et al. 2015; 2017), o que dificulta o entendimento dos seus padrões de resposta frente a impactos ambientais (Bland et al. 2015; 2017). Nos neotrópicos, por exemplo, os morcegos insetívoros aéreos (representados principalmente pelas famílias Emballonuridae, Molossidae e Vespertilionidae) ainda são um grupo pouco estudado (Arias-Aguilar et al. 2018), e muitas lacunas ainda existem a respeito de como as mudanças no uso e cobertura do solo afetam sua diversidade e comportamento (Dias-Silva et al. 2018; Núñez et al. 2019; Mendes and Srbeek-Araújo 2020). Tal fato é especialmente verdade no Brasil, onde a grande maioria dos estudos utilizou apenas redes de neblina como método de amostragem (Mendes and Srbeek-Araújo 2020). Tal metodologia não é apropriada para o inventariamento de morcegos insetívoros aéreos, uma vez que esse grupo normalmente voa em alturas muito elevadas (Marques et al. 2015; Arias-Aguilar et al. 2018), o que

dificulta sua amostragem através do uso de redes-de-neblina. Contudo, esse grupo de morcegos emite chamadas de ecolocalização com intensidade (dB) elevada (Rydell et al. 2002), o que faz do monitoramento acústico o método mais eficiente para sua amostragem e inventariamento (López-Baucells et al. 2016). Apesar disso, ainda existem poucos estudos no Brasil que usaram o monitoramento acústico como forma de amostragem (Mendes and Srbeek-Araújo 2020). Essa lacuna metodológica torna desejável a realização de estudos apropriados para os morcegos insetívoros aéreos, em especial estudos voltados para o entendimento de como esses animais são afetados pelas modificações ambientais às quais eles já estão susceptíveis.

Apesar de estudos na região Neotropical já terem detectado que algumas espécies de morcegos insetívoros aéreos são tolerantes a paisagens modificadas (em especial as espécies que forrageiam em áreas abertas - Estrada-Villegas et al. 2010; Jung and Threlfall 2018; Núñez et al. 2019; Falcão et al. 2021), muitas questões ainda precisam ser mais bem compreendidas. Por exemplo, a maioria desses estudos avaliou apenas a frequência de ocorrência desses animais, o que reflete o uso do espaço para atividades de navegação e forrageio (Schnitzler and Kalko 2001; Denzinger and Schnitzler 2013). Contudo, os morcegos também usam o espaço para a realização de outros tipos de atividades, como por exemplo, as atividades de alimentação (Schnitzler and Kalko 2001) e comunicação social (Downs and Racey 2007; Budenz et al. 2009). A atividade de alimentação diz respeito ao momento em que o morcego está tentando capturar uma presa detectada (Schnitzler and Kalko 2001), enquanto que a comunicação social indica troca de informações entre indivíduos (Chaverri et al. 2018). Apesar da importância que essas atividades possuem para a sobrevivência e persistência dos morcegos, as atividades alimentares e sociais receberam menor atenção até o momento (Dias-Silva et al. 2018). No Brasil, por exemplo, apenas um estudo avaliou esses padrões de atividade de uma comunidade de morcegos insetívoros aéreos (Dias-Silva et al. 2018), o que torna desejável a realização de mais estudos voltados para essas questões.

Outro aspecto ainda pouco estudado sobre os morcegos insetívoros aéreos é a sua diversidade funcional (ou a diversidade de traços que estão relacionados com o desempenho dos indivíduos no ambiente - Petchey and Gaston 2006; Violle et al. 2007). Por exemplo, a frequência de máxima energia (FME) de uma vocalização (a frequência na qual o morcego investe a maior quantidade de energia em decibéis - López-Baucells

et al. 2016) é um traço relacionado com diferentes aspectos ecológicos dos morcegos, como o tipo de habitat que o animal é capaz de usar (Núñez et al. 2019), o tamanho corporal dos indivíduos (Jung et al. 2014), e a capacidade de detectar e ser detectado por potenciais presas (Fenton and Fullard 1979; Houston et al. 2004; Hofstede and Ratcliffe 2016). Essas relações entre a FME e o desempenho dos morcegos permitem que o número total de FME utilizadas pela comunidade seja usado como uma medida de diversidade funcional (Petchey and Gaston 2006), onde maiores valores dessa métrica indicam a presença de animais com diferentes tamanhos e com a capacidade de forragear diferentes tipos de presa em diferentes tipos de habitat. Apesar disso, poucos estudos avaliaram os possíveis efeitos das mudanças ambientais sobre a FME dos morcegos insetívoros aéreos (Wordley et al. 2017; Núñez et al. 2019). Esses estudos se dedicaram a avaliar como esse traço está associado a espécies e habitats específicos (Wordley et al. 2017; Núñez et al. 2019). Contudo, o possível efeito das mudanças ambientais sobre a quantidade de FME emitidas pela comunidade de morcegos insetívoros aéreos permanece não estudado.

Com a intenção de minimizar essas lacunas, o presente estudo teve como objetivo avaliar como as mudanças de uso do solo afetam diferentes aspectos da comunidade de morcegos insetívoros aéreos em uma paisagem agropecuária. Mais especificamente, buscou-se entender como essas mudanças afetam a frequência de ocorrência de cada uma das espécies/sonótipos encontrados, bem como o efeito que essas mudanças possuem sobre os seguintes aspectos da comunidade: o número de espécies/sonótipos detectados, o número de FME utilizado pela comunidade, e sobre a quantidade de vocalizações associadas às atividades de alimentação. As seguintes hipóteses foram testadas: 1. O número de espécies/sonótipos não é influenciado pela paisagem, uma vez que muitas espécies desse grupo são tolerantes a áreas abertas e/ou modificadas (Jung and Threlfall 2018; Falcão et al. 2021); 2. O número de frequências de máxima energia emitidas pela comunidade é positivamente influenciado pela quantidade de vegetação nativa, uma vez que áreas com mais vegetação são capazes de abrigar tanto espécies adaptadas para voar em áreas abertas (as quais costumam emitir frequências mais baixas) quanto espécies mais adaptadas para forragear em espaços de borda ou clareiras na vegetação (as quais costumam emitir frequências mais altas); e 3. A atividade de alimentação também será maior em áreas com maior quantidade de

vegetação, uma vez que essas áreas têm o potencial de abrigar uma maior quantidade de insetos presa devido à maior disponibilidade de recursos alimentares.

Material e métodos

Área de estudo

O presente estudo foi realizado em uma paisagem antropizada localizada no sudeste do Brasil, mais especificamente na região sul do estado de Minas Gerais, e abrangeu os municípios de Carrancas, Cruzília, Minduri, São Vicente de Minas e Andrelândia (Figura 1). A área de estudo encontra-se em uma região de ecótono entre Cerrado e Mata Atlântica, sendo as fitofisionomias nativas compostas por campos rupestres e florestas semidecíduas do tipo Montana, respectivamente (Gavilanes and Brandão 1991; Lima et al. 2011; IBGE 2012). Além da vegetação nativa, a paisagem também é composta por áreas destinadas para pastagem, cultivo de eucalipto e o cultivo de culturas como milho, feijão, soja, trigo e aveia (Figura 1). O clima segundo Köppen é do tipo subtropical úmido com invernos secos e verões temperados (Cwb – Alvares et al. 2014). A temperatura anual média da região é de 18.7 °C e a pluviosidade média de 1546 mm (Fick and Hijmans 2017). Todos os pontos amostrais estão situados em uma elevação entre 971 e 1131 metros acima do nível do mar.

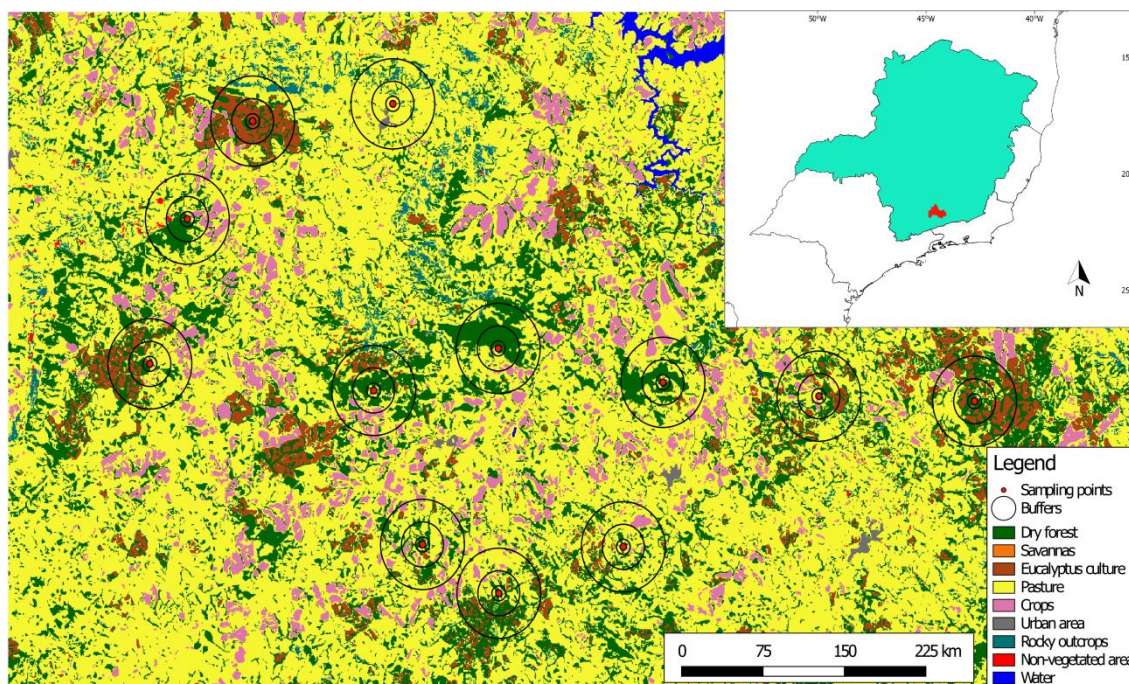


Figura 1 – Canto superior direito: mapa da região sudeste do Brasil, com o estado de Minas Gerais destacado em azul. O polígono vermelho destaca a área dos municípios incluídos no presente estudo. Em detalhe: mapa de uso e cobertura do solo da área de estudo. Escala dos buffers: 0,5, 1,5 e 3 quilômetros, respectivamente.

Pontos amostrais e variáveis de paisagem

Foram selecionados pessoalmente 12 pontos amostrais em nossa área de estudo com a intenção de formar um gradiente de intensidade de modificação da paisagem. Esses pontos amostrais foram selecionados em um mapa de uso e cobertura do solo da área de estudo do ano de 2019, obtido no site MAPBIOMAS (Souza et al., 2020). A seleção dos pontos amostrais também levou em consideração fatores logísticos como acessibilidade e autorização por parte dos proprietários.

O gradiente de intensidade de modificação da paisagem foi estabelecido de forma que nas áreas com maior intensidade de modificação são encontradas paisagens com fragmentos menores, mais isolados, com menor quantidade de vegetação nativa e dominadas por matrizes antrópicas (pastos, cultivos e/ou plantações de eucalipto). De maneira oposta, as áreas com menor intensidade de modificação (situadas no outro extremo do gradiente) apresentam paisagens com maiores fragmentos e maiores

quantidades de vegetação nativa, enquanto que a matriz antrópica é menos dominante. As variáveis medidas na escala de paisagem (conectividade e % de cobertura dos diferentes tipos de uso do solo avaliados) foram calculadas em três escalas distintas: 500m, 1.5km e 3km. Isso foi feito na tentativa de encontrar a escala em que os morcegos respondem à paisagem em maior intensidade (a chamada “escala de efeito” – Jackson and Fahrig, 2015). Essas escalas foram escolhidas porque elas abrangem a área de vida de espécies de morcegos com diversos portes corpóreos (Heithaus and Fleming, 1978; Albrecht et al., 2007; Trevelin et al., 2013; Ramírez-Mejía et al., 2020), além de já terem sido detectadas como escalas de efeito em outros estudos com morcegos nos neotrópicos (Cisneros et al., 2014; 2016; Ramírez-Mejía et al., 2020), permitindo que os dados sejam diretamente comparativos.

As seguintes variáveis foram medidas, e cada uma delas teve o seguinte intervalo (“range”) ao longo do gradiente: tamanho do fragmento amostrado (0.7-1231.5 hectares), forma do fragmento amostrado (razão área-perímetro: 56.5-590), conectividade (3km: 8-716, 1.5km: 3.8-703, 0.5km: 0-100.5), % de vegetação nativa (3km: 8.8-53.5, 1.5km: 5.3-63.7, 0.5km: 2-77.9), % de pastagem (3km: 17.1-68.5, 1.5km: 1.7-67.8, 0.5km: 0-79.8), % de plantação (3km: 0.6-10.2, 1.5km: 0-9.2, 0.5km: 0-6.1), e % de eucalipto (3km: 0.09-40.7, 1.5km: 0-68.9, 0.5km: 0-61. Ver Tabela Suplementar 1 para os valores exatos de cada métrica de paisagem em cada ponto amostral). Todas as variáveis foram obtidas no software FRAGSTATS (McGarigal et al., 2012), após o mapa de uso e cobertura do solo da área de estudo ter sido preparado no software QGIS (QGIS Development Team, 2015). A conectividade foi calculada através do índice *proximity*, disponível no software FRAGSTATS.

Amostragem de morcegos

Para monitorar a comunidade de morcegos insetívoros aéreos e seus padrões de atividade foi usado o método de bioacústica (Blumstein et al. 2011), o qual é apropriado para inventariar esse grupo de animais (O’Farrell and Gannon 1999; Rydell et al. 2002; Sampaio et al. 2003). Foi utilizado um detector de ultrassom modelo SM4BAT-FS (Wildlife Acoustics, USA) com as seguintes configurações: Gain = 12 dB, Sample Rate

= 500 kHz, Min Duration = 1.5 ms, Min Trig Freq = 10 kHz, Trigger Level = 12 dB, Trigger Window = 3 s, Max Length = 15 s. O detector foi programado para gravar um período de três horas começando ao pôr-do-sol, compreendendo assim o primeiro pico de atividade da noite (Rydell et al. 1996; Hayes 1997). Cada ponto amostral foi amostrado seis vezes, três vezes na estação seca e três vezes na estação chuvosa. Isso resultou em um esforço amostral de 18 horas para cada ponto amostral e 216 horas para todo o estudo. As seguintes características da comunidade foram quantificadas: o número de espécies/sonótipos presentes, o número de FME usadas, a atividade de alimentação e a frequência de ocorrência de cada espécie/sonótipo. A duração e o espectro de frequência (“bandwidth”) de cada vocalização também foram medidos para auxiliar na identificação dos sonótipos, a qual foi realizada com auxílio das chaves de identificação existentes (Jung et al. 2007, 2014; López-Baucells et al. 2016; Arias-Aguilar et al. 2018).

Após a amostragem, a triagem dos dados acústicos seguiu duas etapas. Na primeira utilizou-se o software Kaleidoscope (Wildlife Acoustics©, USA) para passar um filtro de ruído nos dados. Esse filtro faz uma triagem nos arquivos desejados, separando as gravações que não possuem vocalizações de morcegos (“ruído”) dos demais arquivos. Após essa etapa, as gravações separadas foram conferidas individualmente para verificar se realmente não havia vocalizações de morcegos. As vocalizações de morcegos sem qualidade suficiente para serem identificadas foram marcadas como não identificáveis (NI). Em seguida foi feita a segunda etapa, a qual consistiu na análise das gravações no software Raven Pro v1.6© (Cornell Lab of Ornithology, Ithaca). Os parâmetros dos espectrogramas foram configurados para “Hanning window” utilizando “Fast Fourier Transformation” tamanho 1024 e 75% de sobreposição (“overlap”).

Com o intuito de evitar contar o mesmo indivíduo múltiplas vezes e assim superestimar a frequência de ocorrência dos sonótipos, os dados foram divididos em intervalos de um minuto conforme sugerido por Miller (2001). Dessa forma, foi considerada como unidade amostral qualquer passagem de morcego (“bat pass”) de um determinado sonótipo com pelo menos três pulsos de boa qualidade ocorrendo dentro de um intervalo de um minuto (Lloyd et al. 2006; Miller 2001). Foram considerados de boa qualidade apenas os pulsos que apresentaram razão sinal-ruído (“signal-to-noise ratio”) >10dB (Jung et al. 2014). Após essa organização dos dados, foram coletados os

parâmetros acústicos de cada “bat pass”. Para cada “bat pass” foi atribuído um valor médio de cada parâmetro com base nos valores obtidos a partir da medição de três a cinco pulsos.

A frequência de ocorrência de cada espécie/sonótipo foi quantificada através do número de “bat passes” registrados para aquela determinada espécie/sonótipo. O número de FME foi quantificado contando-se o número de FME diferentes utilizadas pela comunidade em cada ponto amostral. Já a atividade de alimentação foi quantificada contando-se o número total de vocalizações de alimentação (“feeding buzzes”) em cada ponto amostral. Os “feeding buzzes” indicam que o morcego está abordando uma presa (Schnitzler and Kalko 2001), e foram individualizados a partir de sua porção terminal, a qual apresenta uma estrutura característica (Figura 2; Schnitzler and Kalko 2001). Inicialmente, também foi quantificada a atividade social da comunidade, a qual indica que dois ou mais indivíduos estão se comunicando (Pfalzer and Kusch 2003; Budenz et al. 2009). Contudo, após a triagem dos dados de bioacústica observou-se uma quantidade muito baixa desse tipo de vocalização ao longo de todo o estudo (<100 gravações), e por isso, optou-se por não analisar os dados de atividade social.

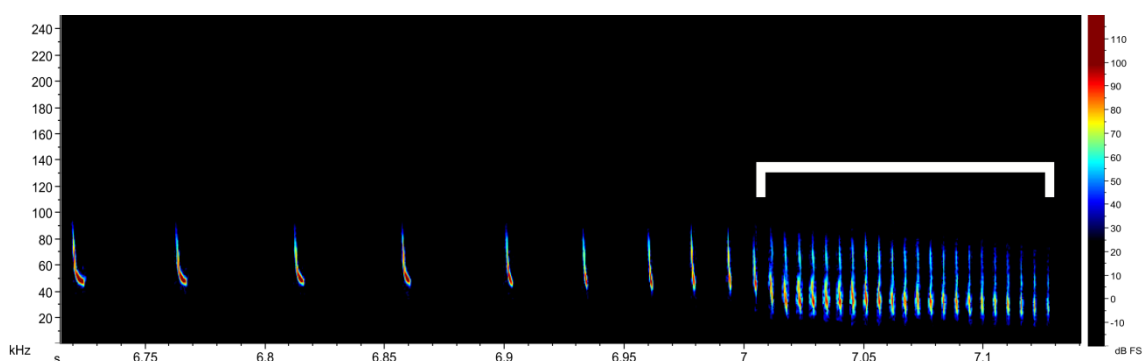


Figura 2 – Uma vocalização de alimentação emitida pelo sonótipo *Lasiurus blossevillii/Eptesicus brasiliensis*. O marcador branco destaca a parte terminal característica desse tipo de atividade.

Análise de dados

Primeiramente, foi feita uma análise de correlação entre as variáveis de paisagem avaliadas. O teste de Shapiro foi utilizado para avaliar a normalidade das variáveis, e uma vez observada a não-normalidade dos dados, foi utilizada a correlação

de Spearman (Artusi et al., 2002). Uma vez que o resultado dessa análise demonstrou haver uma forte correlação ($\geq 70\%$) entre algumas das variáveis utilizadas (figura S1), optou-se por ficar apenas com uma delas e descartar as demais. Para fazer essa seleção de uma forma não arbitrária, optou-se por construir modelos para cada traço funcional usando cada uma dessas variáveis como a variável explicativa, e após esse passo foi avaliado qual dessas métricas possui o maior poder de explicação sobre os traços funcionais dos morcegos. Assim, foi possível comparar estatisticamente qual das variáveis correlacionadas era a melhor para ser utilizada. Após a realização dessa etapa, constatou-se que para todos os traços funcionais a conectividade era a variável de paisagem com maior poder de explicação dentre as variáveis correlacionadas (Tabelas Suplementares 2-8), sendo essa então a variável que permaneceu para a construção dos modelos finais.

Em uma segunda etapa, foi feito um teste de Mantel para avaliar a possível existência de autocorrelação espacial nos nossos dados de composição de espécies. Como os resultados do teste de Mantel não foram significativos ($p = 0.37$), todos os pontos amostrais foram considerados como réplicas independentes para as análises. Após essa etapa, foram feitos histogramas com as variáveis respostas para que a distribuição dos dados pudesse ser avaliada. Para os dados de atividade de alimentação observou-se uma distribuição bimodal devido à presença de “outliers”. Os “outliers” representavam pontos amostrais onde houve uma atividade alimentar muito maior do que nos demais pontos. Sendo assim, apenas para essa variável três pontos amostrais foram removidos, de modo que uma distribuição unimodal fosse obtida. Isso foi feito porque os “outliers” podem enviesar as análises e porque modelos avaliando dados bimodais normalmente sofrem com sobredispersão (“overdispersion”), o que prejudica o poder de explicação e inferência dos modelos. Após essa etapa, modelos lineares generalizados (GLM) foram utilizados para avaliar os efeitos das mudanças na paisagem sobre as variáveis respostas de interesse. Foram feitos 18 modelos para cada variável resposta, sendo um modelo nulo e 17 modelos avaliando os efeitos de cada uma das variáveis de paisagem individualmente e em cada uma das escalas avaliadas (Tabela suplementar 2). Todos os modelos foram feitos considerando apenas uma variável como variável preditora. Em seguida, o poder de explicação dos modelos foi comparado através do Critério de Informação de Akaike corrigido - AICc (QAICc para os modelos com correção quasi-Poisson), de modo que a variável de paisagem com maior poder de

explicação sobre a variável resposta pudesse ser identificada. As variáveis “atividade de alimentação” e “número de FME” seguiram a distribuição binomial negativa (para FME cinco modelos seguiram a distribuição de Poisson), enquanto que a variável “número de espécies/sonótipos” seguiu a distribuição de Poisson corrigida para quando os valores de média e variância dos dados não são iguais (quasi-Poisson).

Adicionalmente, foi calculada a diversidade beta de todos os pontos amostrais, de modo a avaliar o quão distintos são esses locais com relação à sua composição de sonótipos (Baselga 2013). A diversidade beta foi particionada em dois padrões de explicação: a substituição da abundância (também conhecida como “turnover”), e o gradiente de abundância (também conhecido como aninhamento - Baselga 2013). Isso possibilita avaliar se o gradiente de modificação na paisagem afeta a composição de sonótipos independentemente do número total de sonótipos encontrados. O cálculo da diversidade beta foi feito usando-se a distância de Bray-Curtis, e o número total de “bat passes” em cada ponto foi considerado como a medida de abundância para os sonótipos.

Além disso, foi feita também uma análise de classes latentes (LCA) de modo a avaliar a frequência de ocorrência de cada espécie/sonótipo ao longo dos gradientes de paisagem estudados. A LCA é uma análise que avalia a presença de subgrupos de resposta dentro de uma população inicial (Chen et al. 2012; 2016), e aqui serviu para avaliar se existem grupos de espécies/sonótipos que exibem o mesmo padrão de resposta às mudanças na paisagem. Para essa análise foram incluídos apenas os sonótipos que foram registrados em pelo menos seis pontos ao longo do gradiente de estudo. Foram feitos 52 modelos, cada um avaliando o efeito de uma determinada variável da paisagem sobre a frequência de ocorrência das espécies/sonótipos presentes na comunidade, testando-se diferentes quantidades de grupos de resposta. Cada modelo foi feito variando-se o número de grupos de um (modelo nulo) a cinco, de modo que o número de grupos de resposta que confere melhor ajuste aos modelos pudesse ser detectado. Todos os modelos foram feitos considerando apenas uma variável como variável preditora. Após realização dos modelos, foi utilizado o Critério de Informação Bayesiano (BIC) para selecionar o modelo com maior poder de explicação. Todas as análises foram feitas no software R (R Core Team 2021). Os GLM foram feitos no R padrão. Para a diversidade beta foi utilizado o pacote *betapart* (Baselga and Orme 2012), e para a LCA foi utilizado o pacote *lcmm* (Proust-Lima et al. 2017).

Resultados

Foi obtido um total de 3828 “bat passes” ao longo de todo o estudo, o que resultou em vinte espécies/sonótipos identificados (Figura 4). O número médio de sonótipos encontrados foi 15, com 11 registrados no ponto amostral com menor número de sonótipos e 19 no ponto amostral com maior número. Um total de 1618 vocalizações de alimentação foram detectadas. A análise da diversidade beta detectou uma dissimilaridade de 0,8 entre a composição de sonótipos das áreas estudadas. O balanceamento de frequências de ocorrência entre sonótipos (“turnover”) foi o processo com maior representatividade para a dissimilaridade entre áreas (0,6), enquanto que o gradiente de frequências de ocorrência (aninhamento) explicou apenas 0,2 desse padrão.

Os dados de atividade e riqueza da comunidade foram explicados por diferentes variáveis da paisagem (Tabela S2). Para o número de espécies, o modelo nulo foi o que apresentou maior poder de explicação (AICc = 60.9, tabela 1). Para o número de FME, o modelo considerando o efeito da quantidade de mata na escala de três quilômetros foi o que apresentou o menor valor de AICc (Tabela S1, figura 5). Já a atividade de alimentação teve sua variação melhor explicada pela variável tamanho do fragmento (Tabela S1, figuras 6). Para os dados de frequência de ocorrência das espécies/sonótipos o modelo com maior poder de explicação foi o que avaliou o efeito da conectividade na escala de três quilômetros. Quatro grupos de resposta foram detectados (Tabela S3, figura 8).

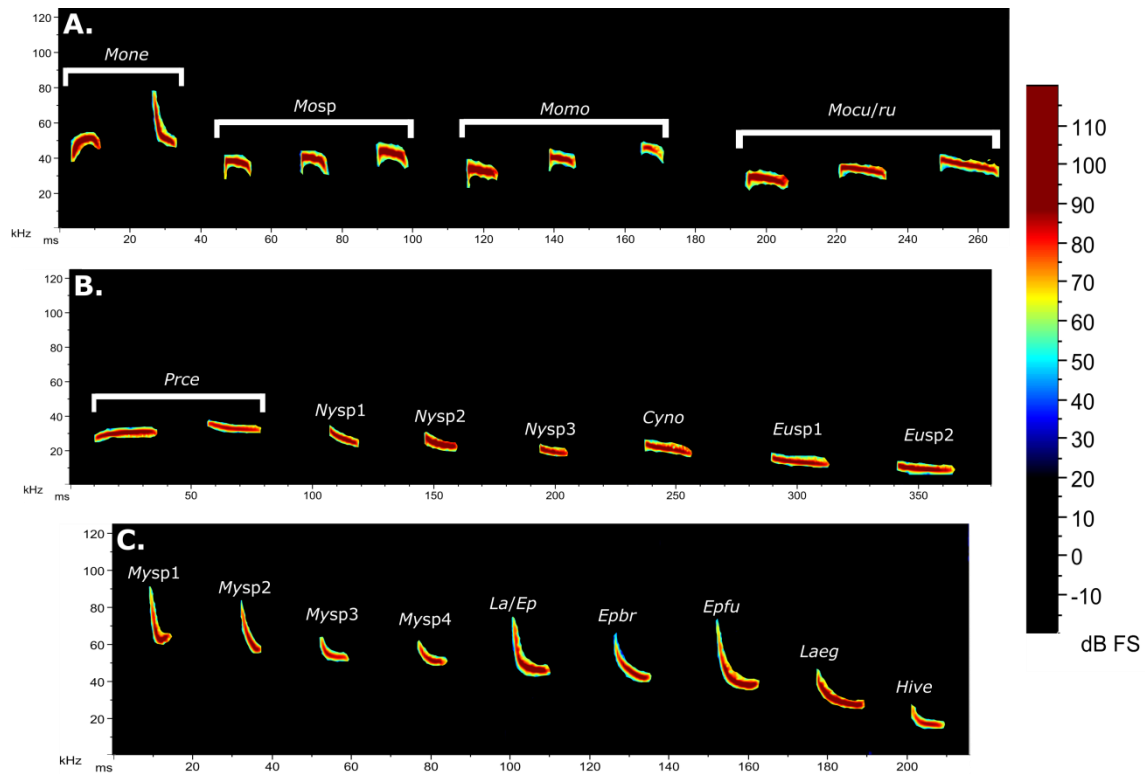


Figura 3 – Sonótipos de morcegos detectados no presente estudo. A e B – Molossidae, C – Vespertilionidae. Mone – *Molossops neglectus*, Mosp – *Molossus* “small size”, Momo – *Molossus molossus*, Mocu/re – *Molossus currentium/rufus*, Prce – *Promops centralis*, Nysp1 – *Nyctinomops/Eumops* sp1, Nysp2 – *Nyctinomops/Eumops* sp2, Nysp3 – *Nyctinomops/Eumops* sp3, Cyno – *Cynomops* sp., Eusp1 – *Eumops* sp1, Eusp2 – *Eumops* sp2, Mysp1 – *Myotis* sp1, Mysp2 – *Myotis* sp2, Mysp3 – *Myotis* sp3, Mysp4 – *Myotis* sp4, La/Ep – *Lasiurus blossevilli/Eptesicus brasiliensis*, Epbr – *Eptesicus brasiliensis*, Epfu – *Eptesicus furinalis*, Laeg – *Lasiurus ega/egregius*, Hive – *Histiotus velatus*. *Molossus rufus* é conhecido atualmente como *Molossus fluminensis*. Nós mantivemos a nomenclatura antiga para facilitar comparação com as chaves acústicas existentes.

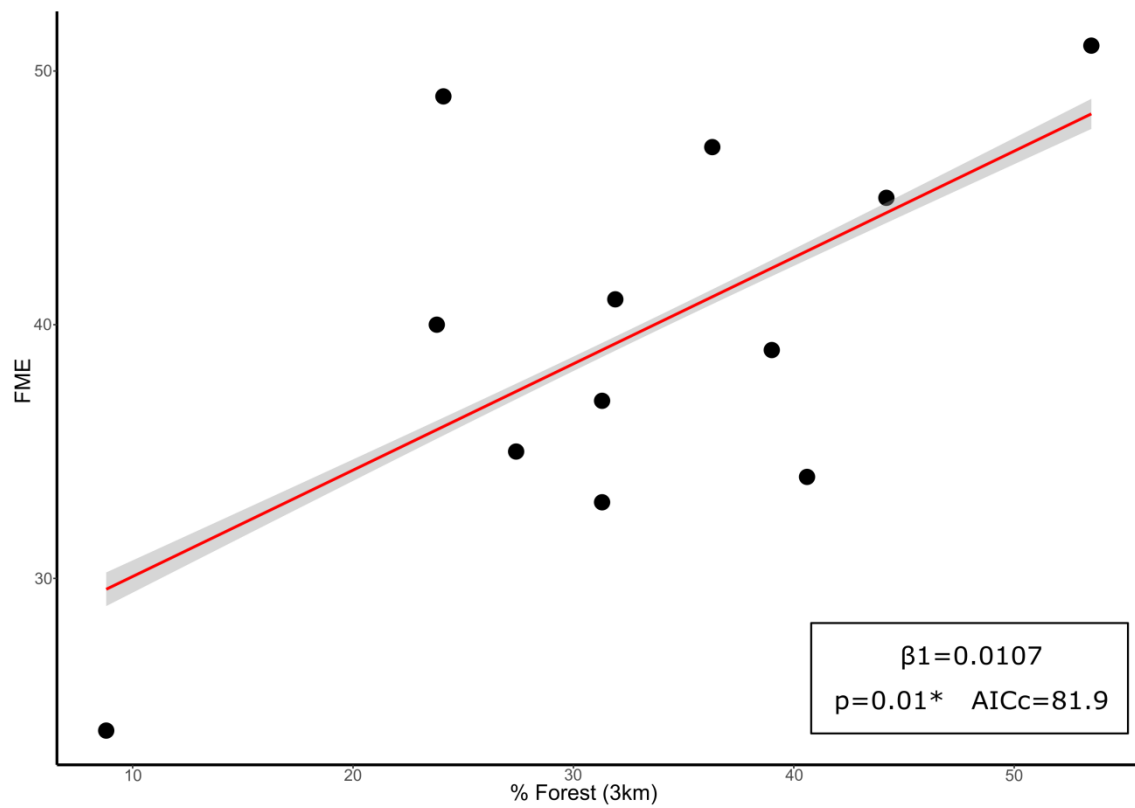


Figura 4 –Modelo linear generalizado mostrando o efeito da porcentagem de floresta (escala de três quilômetros) sobre o número de frequências de máxima energia utilizadas pela comunidade de morcegos insetívoros aéreos. Asterisco indica relação significativa ($p \leq 0.05$), e a área sombreada representa o intervalo de confiança a 95%.

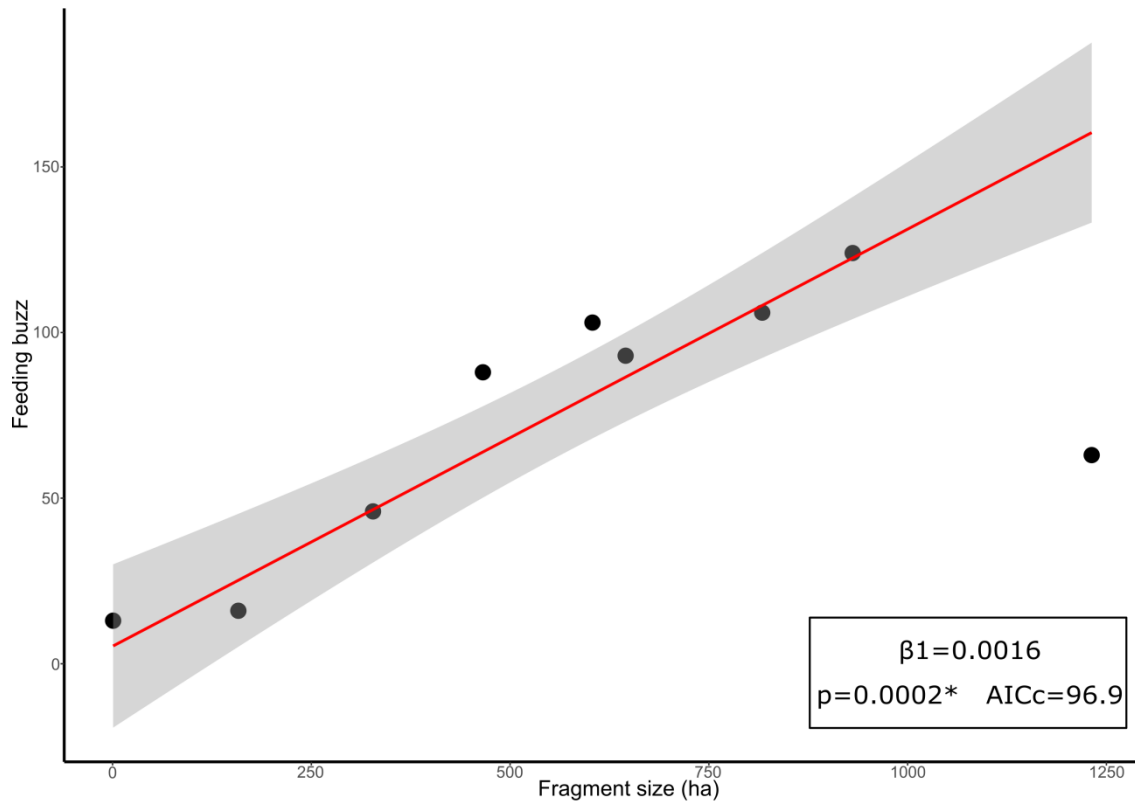


Figura 5 – Modelo linear generalizado evidenciando o efeito do tamanho do fragmento sobre a quantidade de vocalizações de alimentação emitidas pela comunidade de morcegos insetívoros aéreos. Asterisco indica relação significativa ($p \leq 0.05$), e a área sombreada representa o intervalo de confiança a 95%.

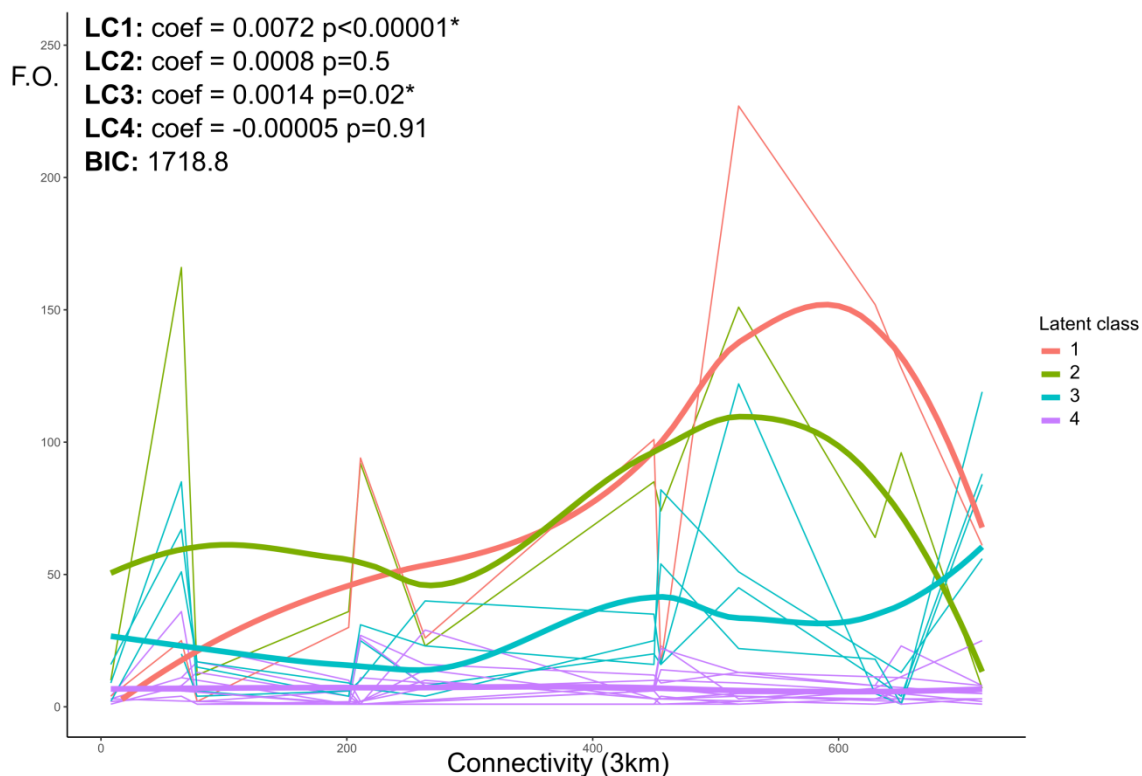


Figura 6 – Análise de classes latentes mostrando os efeitos da conectividade (escala de três quilômetros) sobre a frequência de ocorrência dos quatro grupos de resposta formados. LC1: *Lasiurus blossevilli/Eptesicus brasiliensis*; LC2: *Eptesicus furinalis*; LC3: *Lasiurus ega/egregius*, *Molossus currentium/rufus*, *Nyctinomops/Eumops* sp.2, *Nyctinomops/Eumops* sp.3; LC4: *Cynomops* sp., *Eptesicus brasiliensis*, *Eumops* sp.1, *Eumops* sp.2, *Histiotus velatus*, *Molossus molossus*, *Myotis* sp.1, *Myotis* sp.2, *Myotis* sp.3, *Myotis* sp.4, *Nyctinomops/Eumops* sp.1, *Promops centralis*. Asteriscos indicam relação significativa ($p \leq 0.05$).

Discussão

Os resultados do presente estudo trazem informações importantes sobre o comportamento da fauna de morcegos insetívoros aéreos, um grupo ainda pouco estudado na região Neotropical (Arias-Aguilar et al. 2018). Corroborando com a primeira hipótese desse estudo, o número de espécies/sonótipos detectados foi melhor explicado pelo modelo nulo, sugerindo que as variáveis de paisagem analisadas aqui possuem pouca influência sobre esse aspecto da comunidade. Esse era um resultado esperado devido à existência de estudos que já detectaram que esse grupo de morcegos costuma ser tolerante a paisagens fragmentadas (Estrada-Villegas et al. 2010; Núñez et al. 2019), agrícolas (Falcão et al. 2021) e urbanas (Jung and Threlfall 2018).

Contudo, a análise da diversidade beta detectou uma elevada dissimilaridade de espécies entre as áreas estudadas (80%), com o balanceamento de indivíduos entre espécies (“turnover”) sendo o processo com maior percentual de explicação para esse padrão (60%). Isso indica que a intensificação no uso do solo afeta a composição de espécies de morcegos insetívoros aéreos que usam essas paisagens, ainda que o número total de espécies/sonótipos não seja significativamente influenciado por essas variáveis. Por exemplo, no presente estudo os sonótipos *Molossops neglectus* e *Molossus* “small size” foram registrados em apenas três pontos amostrais. Desses pontos, apenas um deles apresentou quantidade de cobertura vegetal na paisagem menor que 30% (sonótipo *Molossus* “small size”), o valor normalmente considerado como um limiar (“threshold”) sob o qual há elevada perda de biodiversidade na paisagem (Pardini et al. 2017; Boesing et al. 2018). Dessa forma, é possível que a intensidade de modificação na paisagem possa excluir algumas espécies mais restritas a ambientes com maior quantidade de vegetação, enquanto facilita a utilização do espaço para outras espécies, como por exemplo os sonótipos *Eumops* sp.2 e *Nyctinomops/Eumops* sp.2, os quais apresentaram elevada frequência de ocorrência em paisagens com baixa quantidade de vegetação nativa.

Para o número total de FME utilizadas pela comunidade, a porcentagem de cobertura de vegetação nativa na paisagem foi a variável que melhor explicou suas variações (Figura 5), indo ao encontro da segunda hipótese testada nesse estudo. Os morcegos possuem adaptações acústicas para explorar diferentes tipos de habitats (Schnitzler and Kalko 2001; Denzinger and Schnitzler 2013), e a FME é um parâmetro importante nesse aspecto. Espécies de morcegos que estão restritas a forragear em áreas abertas (ex. gêneros *Eumops* sp., *Nyctinomops* sp.) normalmente emitem pulsos quase constantes com FME baixas (<30kHz – Arias-Aguilar et al. 2018). Essas frequências são úteis em áreas abertas, pois são capazes de viajar longas distâncias sofrendo pouca atenuação atmosférica (Schnitzler and Kalko 2001). Já as espécies de morcegos que forrageiam próximo à vegetação (mas que não estão restritas a essas áreas – maioria das espécies da família Vespertilionidae) costumam emitir pulsos modulados e com FME mais altas (>30kHz – Arias-Aguilar et al. 2018), os quais são mais apropriados para explorar espaços próximos de obstáculos, uma vez que esse tipo de chamada permite uma melhor caracterização do ambiente (Schnitzler and Kalko 2001). Considerando que as paisagens com maior quantidade de vegetação fornecem esses dois tipos de habitat (o

espaço acima do dossel sendo o habitat aberto e as bordas de vegetação o espaço semi-aberto), é esperado que nesses locais também houvesse uma maior diversidade de FME. O uso de um maior intervalo (“range”) de frequências em áreas com maior quantidade de habitat também pode indicar que nesses locais os morcegos são capazes de forragear por uma maior diversidade de presas, uma vez que diferentes tipos de presas são capazes de escutar e responder a diferentes faixas de frequência (uma revisão sobre esse tema pode ser encontrada em Hofstede and Ratcliffe 2016).

A atividade de alimentação teve sua variação melhor explicada pelo tamanho dos fragmentos onde a amostragem foi feita (Figura 7). Estudos anteriores já detectaram que variáveis como o tamanho do fragmento e a cobertura de floresta na paisagem podem afetar positivamente a abundância de insetos, em especial alguns grupos conhecidos por serem presas de morcegos insetívoros aéreos, como as ordens Coleoptera (Salomão and Iannuzzi 2015), Lepidoptera (Checa et al. 2014) e Orthoptera (González et al. 2017). Dessa forma, é provável que os morcegos sejam atraídos para os fragmentos maiores devido a maior abundância de presas, sendo esses os locais onde eles possuem maior facilidade para atacar uma presa (momento de emissão do “feeding buzz”). Resultados semelhantes aos encontrados aqui foram observados em outros estudos. Por exemplo, em um estudo no Chile Rodríguez-San Pedro et al. (2018) avaliaram a atividade de alimentação de morcegos insetívoros aéreos em plantações de uva, e detectaram que as áreas periféricas das plantações (as quais estavam próximas da vegetação nativa) apresentaram maior quantidade de “feeding buzzes” quando comparadas com as áreas situadas no interior das plantações. Em outro estudo feito no Brasil, Dias-Silva et al. (2018) também detectaram maior atividade alimentar em áreas de florestas de galeria quando compararam esses locais com áreas mais abertas (campos rupestres, cerrado e áreas cársticas). Isso sugere que apesar de serem relativamente tolerantes às modificações na paisagem (Estrada-Villegas et al. 2010; Núñez et al. 2019; Falcão et al. 2021), os morcegos insetívoros aéreos ainda dependem da manutenção de fragmentos grandes para a realização das atividades de alimentação.

Para a frequência de ocorrência dos sonótipos encontrados a conectividade (escala 3km) foi a variável com maior poder de explicação. Isso sugere que a configuração do habitat na paisagem é importante para determinar a frequência de ocorrência dos morcegos insetívoros aéreos. No modelo com melhor poder de explicação quatro grupos de resposta foram formados. Os grupos um e dois foram

formados apenas por um sonótipo cada, *Lasiurus blossevillii/Eptesicus brasiliensis* e *Eptesicus furinalis*, respectivamente. Esses sonótipos foram dominantes na paisagem de estudo, e apesar de ambos terem apresentado uma tendência positiva em resposta ao aumento da conectividade, apenas para o sonótipo *Lasiurus blossevillii/Eptesicus brasiliensis* essa relação foi significativa. Esses resultados sugerem que o sonótipo *Lasiurus blossevillii/Eptesicus brasiliensis* está associado a paisagens mais conectadas, sendo assim mais vulnerável à perda de conectividade na paisagem. Já para *Eptesicus furinalis* os resultados sugerem que essa espécie é mais tolerante à perda de conectividade na paisagem, sendo frequente também em paisagens com menor conectividade (Figura 8).

Já os grupos três e quatro foram compostos por pelo menos quatro sonótipos cada. Ainda que com um efeito pequeno (Figura 8), o grupo três (*Lasiurus ega/egregius*, *Molossus currentium/rufus*, *Nyctinomops/Eumops* sp.2 e *Nyctinomops/Eumops* sp.3) foi significativamente afetado pelo aumento da conectividade, sugerindo que esses sonótipos são mais frequentes em paisagens mais conectadas. É interessante notar que a maioria desses sonótipos pertence aos morcegos da família Molossidae, conhecida por usar espaços abertos e apresentar boa tolerância a paisagens modificadas (Estrada-Villegas et al. 2010; Jung and Threlfall 2018; Falcão et al. 2021). Sendo assim, os resultados encontrados aqui sugerem que mesmo para grupos de morcegos tolerantes às modificações na paisagem a manutenção da conectividade pode facilitar o uso desses ambientes por esses animais. Já o grupo quatro (sonótipos *Cynomops* sp., *Eptesicus brasiliensis*, *Eumops* sp.1, *Eumops* sp.2, *Histiotus velatus*, *Molossus molossus*, *Myotis* sp.1, *Myotis* sp.2, *Myotis* sp.3, *Myotis* sp.4, *Nyctinomops/Eumops* sp.1 e *Promops centralis*) foi composto por sonótipos de morcegos Molossidae e alguns sonótipos de morcegos Vespertilionidae (em especial do gênero *Myotis* sp.) que foram pouco frequentes ao longo de todo o gradiente estudado. Enquanto os morcegos da família Molossidae são conhecidos por serem tolerantes a modificações na paisagem (Estrada-Villegas et al. 2010; Jung and Threlfall 2018; Falcão et al. 2021), é sabido também que espécies do gênero *Myotis* sp. estão frequentemente associadas com áreas que contém maiores quantidades de vegetação (Schnitzler and Kalko 2001; Rodríguez-Aguilar et al. 2017; Falcão et al. 2021). Considerando a ausência de efeito da conectividade para esse grupo (Figura 8), bem como o fato de que o gradiente estudado aqui se restringe a paisagens intensamente

modificadas (quantidade de habitat $\leq 50\%$), é possível que para os morcegos da família Molossidae desse grupo a paisagem realmente não possua muita influência sobre suas frequências de ocorrência, enquanto que para os sonótipos do gênero *Myotis* sp. o nível de antropização da paisagem de estudo seja muito elevado, fazendo com que esses animais apresentem baixa frequência de ocorrência nos locais amostrados.

Apesar dos diferentes aspectos da comunidade de morcegos insetívoros aéreos terem sido explicados por diferentes características da paisagem, é interessante notar que em todos os casos a escala de três quilômetros foi a escala que apresentou o maior poder de explicação (escala de efeito - Jackson and Fahrig 2015). Isso sugere que modificações na paisagem nessa escala podem ter efeitos significativos sobre os morcegos insetívoros aéreos da área de estudo, uma vez que essa escala possui influência sobre as atividades de forrageio e alimentação da comunidade. Esse estudo é o segundo a avaliar como “buffers” de paisagem afetam a comunidade de morcegos insetívoros aéreos no Brasil (ver também Falcão et al. 2021), e a escala de efeito encontrada aqui pode servir como uma referência para futuros estudos voltados para essa questão.

Conclusão

No presente estudo buscou-se compreender como diferentes aspectos da comunidade de morcegos insetívoros aéreos respondem a diferentes tipos de uso do solo em uma paisagem agropecuária. Os resultados encontrados nesse estudo sugerem que o tamanho dos fragmentos, a quantidade de vegetação nativa e conectividade da paisagem são as características que mais influenciam a atividade de alimentação, a riqueza de frequências utilizadas pela comunidade, e a frequência de ocorrência dos sonótipos encontrados, respectivamente. Para fins de conservação, tomadores de decisão na área de estudo devem focar suas estratégias de manejo para a escala de três quilômetros, a qual foi detectada aqui como a escala que possui maior influência sobre a comunidade de morcegos insetívoros aéreos e seus padrões de comportamento.

REFERÊNCIAS

- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JLM, Sparovek G (2014) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6): 711-728
- Arias-Aguilar A, Hintze F, Aguiar LMS, Rufay V, Bernard E, Pereira MJR (2018) Who is calling? Acoustic identification of Brazilian bats. *Mammalian Research*, 63(3): 231-253
- Baselga A (2013) Separating the two components of abundance-based dissimilarity: balanced changes in abundance vs abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(6): 552-557
- Baselga A, Orme CDL (2012) *betapart*: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(5): 808-812
- Bland LM, Bielby J, Kearney S, Orme CDL, Watson JE, Collen B (2017) Toward reassessing data-deficient species. *Conservation Biology*, 31(3), 531-539
- Bland LM, Collen BEN, Orme CDL, Bielby JON (2015) Predicting the conservation status of data-deficient species. *Conservation Biology*, 29(1), 250-259
- Blumstein DT, Mennill DJ, Clemins P, Girod L, Yao K, Patricelli G, Deppe JL, Krakauer AH, Clark C, Cortopassi KA, Hanser SF, McCowan B, Ali AM, Kirschel ANG (2011) Acoustic monitoring in terrestrial environments using microphone arrays: applications, technological considerations and prospectus. *Journal of Applied Ecology*, 48(3): 758-767
- Boesing AL, Nichols E, Metzger JP (2018) Biodiversity extinction thresholds are modulated by matrix type. *Ecography*, 41(2018): 1520-1533
- Bohn KM, Gillam EH (2018) In-flight social calls: a primer for biologists and managers studying echolocation. *Canadian Journal of Zoology*, 96(8): 787-800
- Budenz T, Heib S, Kusch J (2009) Functions of bat social calls: the influence of local abundance, interspecific interactions and season on the production of pipistrelle (*Pipistrellus pipistrellus*) type D social calls. *Acta Chiropterologica*, 11(1): 173-182
- Chaverri G, Ancillotto L, Russo D (2018) Social communication in bats. *Biological Reviews*, 93(4), 1938-1954
- Checa MF, Rodriguez J, Willmott KR, Liger B (2014) Microclimate variability significantly affects the composition, abundance and phenology of butterfly communities in a highly threatened neotropical dry forest. *Florida Entomologist*, 97(1): 1-13

Chen Q, Just AC, Miller RL, Perzanowski MS, Goldstein IF, Perera FP, Whyatt RM (2012) Using latent class growth analysis to identify childhood wheeze phenotypes in an urban birth cohort. *Annals of Allergy, Asthma & Immunology*, 108(5): 311-315

Chen Q, Zhong X, Acosta L, Divjan A, Rundle A, Goldstein IF, Miller RL, Perzanowski MS (2016) Allergic sensitization patterns identified through latent class analysis among NYC asthmatic and non-asthmatic children. *Annals of Allergy, Asthma & Immunology*, 116(3): 212-218

Cisneros LM, Fagan ME, Willig MR (2014) Effects of human-modified landscapes on taxonomic, functional and phylogenetic dimensions of bat biodiversity. *Diversity and Distributions*, 21(5): 523-533

Cisneros LM, Fagan ME, Willig MR (2016) Environmental and spatial drivers of taxonomic, functional and phylogenetic characteristics of bat communities in human-modified landscapes. *Peer J*, 4: e2551

Corcoran AJ, Conner WE (2014) Bats jamming bats: food competition through sonar interference. *Science*, 346(6210): 745-747

Cvikel N, Berg KE, Levin E, Hurme E, Borissov I, Boonman A, Amichai E, Yovel Y (2015) Bats aggregate to improve prey search but might be impaired when their density becomes too high. *Current Biology*, 25(2): 206-211

Denzinger A, Schnitzler H, (2013) Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. *Frontiers in Physiology*, 4: 164

Dias-Silva L, Duarte GT, Alves R, Pereira MJR, Paglia A (2018) Feeding and social activity of insectivorous bats in a complex landscape: the importance of gallery forests and karst areas. *Mammalian Biology*, 88: 52-63

Downs NC, Racey PA (2007) Temporal and spatial differences in the emission of calls by pipistrelle bats *Pipistrellus pipistrellus* and *P. pygmaeus*. *Acta Theriologica*, 52(1): 55-64

Estrada-Villegas S, Meyer CFJ, Kalko EKV (2010) Effects of tropical forest fragmentation on aerial insectivorous bats in a land-bridge island system. *Biological Conservation*, 143(2010): 597-608

Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34(2003): 487-515

Falcão F, Dodonov P, Caselli CB, dos Santos JS, Faria D (2021) Landscape structure shapes activity levels and composition of aerial insectivorous bats at different spatial scales. *Biodiversity and Conservation*, 30(2021): 1-20

Fenton MB, Fullard JH (1979) The influence of moth hearing on bat echolocation strategies. *Journal of Comparative Physiology A*, 132: 77-86

- Fick SE, Hijmans RJ (2017) WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12): 4302-4315
- Gardiner R, Bain G, Hamer R, Jones ME, Johnson CN (2018) Habitat amount and quality, not patch size, determine persistence of a woodland-dependent mammal in an agricultural landscape. *Landscape Ecology*, 33(11): 1837-1849
- Gavilanes ML, Brandão M (1991) Informações preliminares acerca da cobertura vegetal do município de Lavras, MG. *Daphne*, 1(2): 44-50
- Glover AM, Altringham JD (2008) Cave selection and use by swarming bat species. *Biological Conservation*, 141(6): 1493-1504
- González E, Salvo A, Valladares G (2017) Natural vegetation cover in the landscape and edge effects: differential responses of insect orders in a fragmented forest. *Insect Science*, 24(5): 891-901
- Hayes JP (1997) Temporal variation in activity of bats and the design of echolocation-monitoring studies. *Journal of Mammalogy*, 78(2): 514-524
- Heithaus ER, Fleming TH (1978) Foraging movements of a frugivorous bat, *Carollia perspicillata* (Phyllostomidae). *Ecological Monographs*, 48: 127-143
- Hofstede HM, Ratcliffe JM (2016) Evolutionary escalation: the bat-moth arms race. *Journal of Experimental Biology*, 219: 1589-1602
- Houston RD, Boonman AM, Jones G (2004) Do echolocation signal parameters restrict bats' choice of prey? In: Thomas JA, Moss CF, Vater M (eds) *Echolocation in Bats and Dolphins*. The University of Chicago Press, Chicago, pp 339-345
- IBGE (2012) Manual técnico da vegetação brasileira 2ª Ed ISSN: 0103-9598 Rio de Janeiro, Brasil.
- Jackson HB, Fahrig L (2015) Are ecologists conducting research at the optimal scale? *Global Ecology and Biogeography*, 24: 52-63
- Jung K, Kalko EKV, Helversen O (2007) Echolocation calls in Central American emballonurid bats: signal design and call frequency alternation. *Journal of Zoology*, 272(2): 125-137
- Jung K, Molinari J, Kalko EKV (2014) Driving factors for the evolution of species-specific echolocation call design in New World free-tailed bats (Molossidae). *PLoS One*, 9(1): e85279
- Jung K, Threlfall CG (2018) Trait-dependent tolerance of bats to urbanization: a global meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B*, 285: 20181222
- Kok MTJ, Alkemade R, Bakkenes M, van Eerd M, Janse J, Mandryk M, Kram T, Lazarova T, Meijer J, van Oorschot M, Westhoek H, van der Zagt R, van der Berg M, van der Esch S, Prins AG, van Vuuren DP (2018) Pathways for agriculture and forestry

to contribute to terrestrial biodiversity conservation: A global scenario-study. *Biological Conservation*, 221 (2018): 137-150

Li BV, Jiang B (2021) Responses of forest structure, functions, and biodiversity to livestock disturbances: A global meta-analysis. *Global change biology*, 27(19): 4745-4757.

Lima LPZ, Louzada J, Carvalho LMT, Scolforo JRS (2011) Análise da vulnerabilidade natural para implantação de unidades de conservação na microrregião da Serra de Carrancas, MG. *Cerne*, 17(2): 151-159

Lino A, Fonseca C, Rojas D, Fischer E, Pereira MJR (2019) A meta-analysis of the effects of habitat loss and fragmentation on genetic diversity in mammals. *Mammalian Biology*, 94(2019): 69-76

Lloyd A, Law B, Goldingay R (2006) Bat activity on riparian zones and upper slopes in Australian timber production forests and the effectiveness of riparian buffers. *Biological Conservation*, 129: 207–220

López-Baucells A, Rocha R, Bobrowiec P, Bernard E, Palmeirim J, Meyer C (2016) *Field Guide to Amazonian Bats*. Editora INPA, Manaus

Magioli M, Moreira MZ, Fonseca RCB, Ribeiro MC, Rodrigues MG, Ferraz KMPMB (2019) Human-modified landscapes alter mammal resource and habitat use and trophic structure. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(37): 18466-18472

Marques JT, Pereira MJR, Palmeirim JM (2015) Patterns in the use of rainforest vertical space by Neotropical aerial insectivorous bats: all the action is up in the canopy. *Ecography*, 38(2015): 001-011

Marques A, Martins IS, Kastner T, Plutzer C, Theurl MC, Eisenmenger N, Huijbregts MAJ, Wood R, Stadler K, Bruckner M, Canelas J, Hilbers JP, Tukker A, Erb K, Pereira HM (2019) Increasing impacts of land use on biodiversity and carbon sequestration driven by population and economic growth. *Nature Ecology & Evolution*, 3(2019): 628-637

McGarigal K, Cushman S, Ene E (2012) FRAGSTATS v4: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst Available: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>

Mendes P, Srbek-Araujo AC (2020) Effects of land-use changes on Brazilian bats: a review of current knowledge. *Mammal Review*, 51(1): 127-142

Miller, BW (2001) A method for determining relative activity of free flying bats using a new activity index for acoustic monitoring. *Acta Chiropterologica*, 3(1): 93-105

Müller J, Mehr M, Bassler C, Fenton MB, Hothorn T, Pretzsch H, Klemmt HJ, Brandl R (2012) Aggregative response in bats: prey abundance versus habitat. *Oecologia*, 169(2012): 673-684

Newbold T, Hudson LN, Hill SLL, Contu S, Lysenko I, Senior RA, Börger L, Bennett DJ, Choimes A, Collen B, Day J, De Palma A, Díaz S, Echeverria-Londoño S, Edgar MJ, Feldman A, Garon M, Harrison MLK, Alhousseini T, Ingram DJ, Itescu Y, Kattge J, Kemp V, Kirkpatrick L, Kleyer M, Correia DLP, Martin CD, Meiri S, Novosolov M, Pan Y, Phillips HRP, Purves DW, Robinson A, Simpson J, Tuck SL, Weiher E, White HJ, Ewers RM, Mace GM, Scharlemann JPW, Purvis A (2015) Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(2015): 45-50

Núñez SF, López-Baucells A, Rocha R, Farneda FZ, Bobrowiec PED, Palmeirim JM, Meyer CFJ (2019) Echolocation and stratum preference: key trait correlates of vulnerability of insectivorous bats to tropical forest fragmentation. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7: 373

O'Farrell MJ, Gannon WL (1999) A comparison of acoustic versus capture techniques for the inventory of bats. *Journal of Mammalogy*, 80(1): 24-30

Pardini R, Nichols E, Püttker T (2017) Biodiversity response to habitat loss and fragmentation In: (Dellasala DA and Goldstein MI (eds) *Encyclopedia of the Anthropocene*. Elsevier, Amsterdã, pp229-239

Petchey OL, Gaston KJ, (2006) Functional diversity: Back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9(6): 741-758

Pfalzer G, Kusch J (2003) Structure and variability of bat social calls: implications for specificity and individual recognition. *Journal of Zoology*, 261(1), 21-33

Presley SJ, Cisneros LM, Klingbeil BT, Willig MR (2019) Landscape ecology of mammals. *Journal of Mammalogy*, 100(3): 1044-1068

Proust-Lima C, Philipps V, Lique B (2017) Estimation of extended mixed models using latent classes and latent processes: the R package *lcmm*. *Journal of Statistical Software*, 78(2): doi 10.18637/jss.v078.i02

QGIS Development Team (2015) QGIS Geographic Information System, Open Source Geospatial Foundation Project Available: <https://www.qgis.org>

R Core Team (2021) R: A language and environment for statistical computing R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria Available: <https://www.r-project.org/>

Ramírez-Mejía AF, Urbina-Cardona JN, Sánchez F (2020) Functional diversity of phyllostomid bats in an urban-rural landscape: A scale-dependent analysis. *Biotropica*, 52(6): 1168-1182

Rodríguez-Aguilar G, Orozco-Lugo CL, Vleut I, Vazquez LB (2017) Influence of urbanization on the occurrence and activity of aerial insectivorous bats. *Urban ecosystems*, 20(2): 477-488

Rodríguez-San Pedro A, Chaperon PN, Beltrán CA, Allendes JL, Ávila FI, Grez AA (2018) Influence of agricultural management on bat activity and species richness in vineyards of central Chile. *Journal of Mammalogy*, 99(6): 1495-1502

Rydell J, Entwistle A, Racey PA (1996) Timing of foraging flights of three species of bats in relation to insect activity and predation risk. *Oikos*, 76: 243-252

Rydell J, Arita HT, Santos M, Granados J (2002) Acoustic identification of insectivorous bats (order Chiroptera) of Yucatan, Mexico. *Journal of Zoology*, 257(1): 27-36

Safi K, Kerth G (2007) Comparative analyses suggest that information transfer promoted sociality in male bats in the temperate zone. *The American Naturalist*, 170(3): 465-472

Salomão RP, Iannuzzi L (2015) Dung beetle (Coleoptera, Scarabaeidae) assemblage of a highly fragmented landscape of Atlantic forest: from small to the largest fragments of northeastern Brazilian region. *Revista Brasileira de Entomologia*, 59(2015): 126-137

Sampaio EM, Kalko EKV, Bernard E, Rodríguez-Herrera B, Handley CO (2003) A biodiversity assessment of bats (Chiroptera) in a tropical lowland rainforest of central

Amazonia, including methodological and conservation considerations. *Studies in Neotropical Fauna and Environment*, 38(1): 17-31

Schnitzler HU, Kalko EKV (2001) Echolocation by insect-eating bats. *BioScience*, 51(7): 557-569

Souza CM, Shimbo JZ, Rosa MR, Parente LL, Alencar AA, Rudorff BFT, Hasenack H, Matsumoto M, Ferreira LG, Souza-Filho PWM, Oliveira SW, Rocha WF, Fonseca AV, Marques CB, Diniz CG, Costa D, Monteiro D, Rosa ER, Vélez-Martin E, Weber EJ, Lenti FEB, Paternost FF, Pareyn FGC, Siqueira JV, Viera JL, Ferreira Neto LC, Saraiva MM, Sales MH, Salgado MPG, Vasconcelos R, Galano S, Mesquita VV, Azevedo T (2020) Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, 12(17): 2735

Springall BT, Li H, Kalcounis-Rueppell MC (2019) The in-flight social calls of insectivorous bats: Species specific behaviors and contexts of social call production. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7: Article 441

Tilman D, Clark M, Williams DR, Kimmel K, Polasky S, Packer C (2017) Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature*, 546 (2017): 73-81

Trevelin LC, Silveira M, Port-Carvalho M, Homem DH, Cruz-Neto AP (2013) Use of space by frugivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a restored Atlantic forest fragment in Brazil. *Forest Ecology and Management*, 291: 136-143

Violle C, Navas ML, Vile D, Kazakou E, Fortunel C, Hummel I, Garnier E 2007 Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5): 882-892

Wilting HC, Schipper AM, Bakkenes M, Meijer JR, Huijbregts MAJ (2017) Quantifying biodiversity losses due to human consumption: a global-scale footprint analysis. *Environmental Science & Technology*, 51(6): 3298-3306

Wordley CFR, Sankaran M, Mudappa D, Altringham JD (2017) Bats in the Ghats: Agricultural intensification reduces functional diversity and increases trait filtering in a biodiversity hotspot in India. *Biological Conservation*, 210: 48-55

Declarações

Financiamento

Este estudo foi financiado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES - código de financiamento 001), pelo Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (FUNBIO) e pelo Instituto Humanize (Programa Bolsas FUNBIO – código de financiamento 037/2019).

Conflito de Interesses

Os autores declaram que não há conflito de interesses para essa publicação.

Contribuição dos autores

MCSM concebeu o trabalho, coletou e analisou os dados, e escreveu o manuscrito. LLO e LLDO coletaram os dados e revisaram o manuscrito. RG ajudou na concepção do trabalho e revisou o manuscrito. Todos os autores contribuíram criticamente para o manuscrito e deram aprovação final para publicação.

Disponibilidade dos dados

Os dados dessa pesquisa serão disponibilizados no repositório Figshare caso esse manuscrito seja aceito para publicação.

Tabela suplementar 1

Variáveis de paisagem de cada ponto amostral em cada uma das escalas estudadas no presente estudo.

Site	Fragsize (ha)	Perimeter-area ratio	Conect (3km)	Conect (1.5km)	Conect (0.5km)	%forest (3km)	%forest (1.5km)	%forest (0.5km)	%past (3km)	%past (1.5km)	%past (0.5km)	%plant (3km)	%plant (1.5km)	%plant (0.5km)	%eucalip (3km)	%eucalip (1.5km)	%eucalip (0.5km)
1	158.2	213.2	78.2	75.4	100.5	27.4	31.7	75.2	42.4	41.3	9.7	8.9	8.4	0	2.9	2.9	3.9
2	327.6	244.9	263.7	79	0	23.8	26.8	38.9	21.4	1.7	0	4	0.8	0	40.7	68.9	61
3	930.9	160.7	650.9	703.3	0	40.6	49.2	77.9	17.1	10.6	2.4	3.5	0	0	24	25.9	3.2
4	0.7	590	8	3.8	0.1	8.8	5.3	2	68.5	67.8	79.8	0.6	0.2	0	0.2	0	0
5	465.8	217.2	211.1	38	9.6	31.3	31.3	38.5	31.1	40.7	30.8	5.5	2	0	19.4	14.4	8.5
6	603.6	265	629.7	123.6	9.4	31.9	33.6	31	31.9	29.1	45.3	3.7	7.4	5.3	13.6	15.8	0
7	923.6	99.1	716.8	447.1	48.2	44.2	59.1	55.4	22.8	21	19.5	8.3	5.4	0	7.7	2	0
8	817.1	196.3	455.4	217.2	0	36.3	43.3	48.6	35.5	31.5	39.1	4.6	3.8	1.3	8.8	6.6	0
9	1231.5	56.5	449.8	196	0	53.5	63.7	67.3	28.5	23.7	23.3	4.4	4.4	6.1	0.2	0.08	0
10	645.3	92.8	201.5	162.3	41.5	31.3	50.7	62.5	41.1	24.8	23.2	10.2	9.2	4.9	0.09	0	0
11	24.7	223.1	65.4	25.6	22.8	24.1	26.5	40.4	45.8	46	33.8	5.2	3.6	2.6	5.3	2.7	0
12	841.7	92.4	518.7	314.4	58.8	39	57.7	65.7	42.9	33.4	23.9	6.4	0.07	0	1.1	0.33	0

Tabela suplementar 2

Resultados dos modelos avaliando os efeitos de diferentes tipos de uso do solo sobre diferentes aspectos da comunidade de morcegos insetívoros aéreos.

Response variable	Predictor variable	Distribution family	β estimate	p value ($p \leq 0.05^*$)	(Q)AICc
nFME	mata 3km	poisson	0.01074	0.01*	81.9
	perimeter/area ratio	poisson	-0.0009275	0.01	82
	mata 1.5km	poisson	0.005846	0.04	84.1
	pasto 3km	poisson	-0.006675	0.06	84.8
	fragment size	poisson	0.0002171	0.07	85.2
	1	negative binomial	-	-	87.6
	plantação 0.5km	negative binomial	0.03045	0.14	89.4
	conectividade 3km	negative binomial	0.0002919	0.17	89.6
	pasto 1.5km	negative binomial	-0.004037	0.19	89.8
	mata 0.5km	negative binomial	0.00264	0.3	90.3
	pasto 0.5km	negative binomial	-0.002696	0.3	90.3
	plantação 1.5km	negative binomial	0.009767	0.56	91
	plantação 3km	negative binomial	0.01033	0.62	91.1
	conectividade 0.5km	negative binomial	-0.0007018	0.69	91.2
	eucalipto 3km	negative binomial	-9.618E-05	0.98	91.3
	eucalipto 1.5km	negative binomial	-0.0003413	0.9	91.3
	eucalipto 0.5km	negative binomial	-0.0002447	0.94	91.3
conectividade 1.5km	negative binomial	5.814E-05	0.83	91.3	
buzz	fragment size	negative binomial	0.0016317	0.0002*	96.9
	conectividade 3km	negative binomial	0.0023476	0.001*	96.9
	1	negative binomial	-	-	98.2
	pasto 3km	negative binomial	-0.03775	0.002*	98.2
	mata 3km	negative binomial	0.04716	0.002*	98.8
	perimeter/area ratio	negative binomial	-0.003573	0.005*	99
	mata 1.5km	negative binomial	0.03142	0.005*	99.1
	pasto 1.5km	negative binomial	-0.02536	0.01*	100.1
	conectividade 1.5km	negative binomial	0.0015874	0.1	100.8
	conectividade 0.5km	negative binomial	-0.011842	0.06	101
	mata 0.5km	negative binomial	0.010745	0.23	102.1
	pasto 0.5km	negative binomial	-0.008222	0.36	102.5
	plantação 0.5km	negative binomial	0.06292	0.45	102.5
	eucalipto 3km	negative binomial	0.01211	0.45	102.6
	eucalipto 0.5km	negative binomial	-0.008149	0.47	102.6
	plantação 3km	negative binomial	0.0164	0.83	103
	plantação 1.5km	negative binomial	0.003575	0.95	103
eucalipto 1.5km	negative binomial	0.001424	0.89	103	

Tabela suplementar 3

Resultados dos modelos avaliando os efeitos de diferentes tipos de uso do solo sobre a frequência de ocorrência dos sonótipos encontrados no presente estudo. Acrônimos seguem como na Figura 4.

Response variable	Predictor variable	N groups	Latent class	subjects (id)	Coef	P values ($p \leq 0.05^*$)	BIC
Frequency of occurrence (bat pass)	Conectividade (3km)	4	1	La/Ep	0.00721	<0.00001*	1718.8
			2	Epfu	0.00082	0.5	
			3	Laeg,Mocu, Nysp2,Nysp3	0.00149	0.02*	
			4	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Prce	-0.00005	0.91	
	Conectividade (3km)	2	1	Epfu,La/Ep	0.00368	0.00003*	1720.5
			2	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Laeg, Mocu,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Nysp2, Nysp3,Prce	0.00039	0.27	
	Conectividade (3km)	3	1	Epfu,La/Ep	0.00386	0.00001*	1720.8
			2	Laeg,Mocu, Nysp2,Nysp3	0.00143	0.02*	
			3	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Prce	-0.00004	0.92	
	% Floresta (3km)	2	1	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Laeg, Mocu,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Nysp2, Nysp3,Prce	0.00687	0.37	1721.4
2			Epfu,La/Ep	0.07834	0.00004*		

% Floresta (1.5km)	3	1	Epfu,La/Ep	0.05282	0.00004*	1722.1
		2	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Prce	-0.0011	0.85	
		3	Laeg,Mocu, Nysp2,Nysp3	0.02296	0.01*	
% Floresta (3km)	3	1	Epfu,La/Ep	0.082	0.00002*	1722.3
		2	Laeg,Mocu, Nysp2,Nysp3	0.0288	0.04*	
		3	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Prce	-0.00075	0.93	
% Floresta (1.5km)	2	1	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Laeg, Mocu,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Nysp2, Nysp3,Prce	0.00525	0.31	1722.5
		2	Epfu,La/Ep	0.05024	0.00009*	
Perimeter- Area Ratio	2	1	Epfu,La/Ep	-0.00577	0.0002*	1724
		2	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Laeg, Mocu,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Nysp2, Nysp3,Prce	-0.00074	0.27	
Fragment size	2	1	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Laeg, Mocu,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Nysp2, Nysp3,Prce	0.00008	0.71	1724.1
		2	Epfu,La/Ep	0.00212	0.0001*	

Perimeter-Area Ratio	3	1	Laeg,Mocu, Nysp2,Nysp3	-0.00257	0.04*	1725.2
		2	Epfu,La/Ep	-0.00604	0.0001*	
		3	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Prce	-0.00006	0.93	
Fragment size	3	1	Epfu,La/Ep	0.0022	0.00008*	1726.7
		2	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Prce	-0.00007	0.79	
		3	Laeg,Mocu, Nysp2,Nysp3	0.00053	0.2	
% Plantação (1.5km)	2	1	Epfu,La/Ep	-0.2043	0.001*	1728.8
		2	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Laeg, Mocu,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Nysp2, Nysp3,Prce	-0.01609	0.54	
Conectividade (1.5km)	2	1	Epfu,La/Ep	0.00321	0.002*	1729.2
		2	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Laeg, Mocu,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Nysp2, Nysp3,Prce	0.00025	0.55	
% Plantação (1.5km)	3	1	Laeg,Mocu, Nysp2,Nysp3	-0.04785	0.39	1732.7
		2	Epfu,La/Ep	-0.2109	0.001*	
		3	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Prce	-0.006	0.84	
% Floresta	2	1	Epfu,La/Ep	0.02417	0.01*	1732.9

(0.5km)			2	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Laeg, Mocu,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Nysp2, Nysp3,Prce	0.00013	0.97	
% Eucalipto (0.5km)	2	1		Epfu,La/Ep	-0.0286	0.02*	1733.4
		2		Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Laeg, Mocu,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Nysp2, Nysp3,Prce	-0.0012	0.8	
% Pasto (3km)	2	1		Epfu,La/Ep	-0.02747	0.07	1735.5
		2		Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Laeg, Mocu,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Nysp2, Nysp3,Prce	-0.00258	0.69	
Conectividade (1.5km)	3	1		La/Ep	0.00546	0.0005*	1736
		2		Epfu	0.00106	0.49	
		3		Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Laeg, Mocu,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Nysp2, Nysp3,Prce	0.00025	0.55	
% Plantação (0.5km)	2	1		Epfu,La/Ep	0.10555	0.23	1736.5
		2		Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Laeg, Mocu,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Nysp2, Nysp3,Prce	-0.03273	0.34	

Conectividade (3km)	1	1	all	0.00085	0.01*	1736.8
% Eucalipto (0.5km)	3	1	Laeg,Mocu, Nysp2,Nysp3	-0.00905	0.31	1737.1
		2	Epfu,La/Ep	-0.0297	0.01*	
		3	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Prce	0.00194	0.74	
Perimeter-Area Ratio	1	1	all	-0.00154	0.01*	1737.3
% Eucalipto (1.5km)	2	1	Epfu,La/Ep	-0.01162	0.28	1737.4
		2	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Laeg, Mocu,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Nysp2, Nysp3,Prce	-0.00236	0.57	
% Floresta (1.5km)	1	1	all	0.01162	0.01*	1737.5
% Floresta (0.5km)	3	1	Epfu,La/Ep	0.02495	0.01*	1737.5
		2	Laeg,Mocu, Nysp2,Nysp3	0.00175	0.82	
		3	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Prce	-0.00056	0.91	
% Pasto (1.5km)	2	1	Epfu,La/Ep	-0.01351	0.27	1737.6
		2	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Laeg, Mocu,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Nysp2, Nysp3,Prce	-0.00039	0.94	
% Plantação	2	1	Epfu,La/Ep	-0.07496	0.35	1737.6

(3km)		2	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Laeg, Mocu,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Nysp2, Nysp3,Prce	0.02061	0.54	
% Floresta (3km)	1	1	all	0.01689	0.01*	1737.8
% Pasto (0.5km)	2	1	Epfu,La/Ep	-0.00986	0.32	1737.8
		2	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Laeg, Mocu,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Nysp2, Nysp3,Prce	-0.00093	0.83	
% Eucalipto (3km)	2	1	Epfu,La/Ep	-0.00654	0.7	1738.5
		2	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Laeg, Mocu,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Nysp2, Nysp3,Prce	-0.00256	0.7	
% Plantação (1.5km)	1	1	all	-0.04444	0.07	1740
Fragment size	1	1	all	0.00037	0.07	1740.1
% Eucalipto (1.5km)	3	1	Laeg,Mocu, Nysp2,Nysp3	-0.01261	0.11	1740.2
		2	Epfu,La/Ep	-0.01213	0.26	
		3	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Prce	0.00169	0.74	
% Pasto (3km)	3	1	Laeg,Mocu, Nysp2,Nysp3	-0.00463	0.7	1740.3
		2	Epfu,La/Ep	-0.02835	0.06	

		3	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Prce	-0.00204	0.79	
% Plantação (0.5km)	3	1	Laeg,Mocu, Nysp2,Nysp3	-0.09756	0.17	1740.3
		2	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Prce	-0.01032	0.79	
		3	Epfu,La/Ep	0.10929	0.21	
Conectividade (1.5km)	1	1	all	0.00066	0.09	1740.5
% Plantação (3km)	3	1	Epfu,La/Ep	-0.07793	0.33	1741.4
		2	Laeg,Mocu, Nysp2,Nysp3	0.07775	0.21	
		3	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Prce	-0.00361	0.92	
Conectividade (0.5km)	3	1	Laeg,Mocu, Nysp2,Nysp3	0.00628	0.21	1741.8
		2	Epfu,La/Ep	-0.00474	0.47	
		3	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Prce	-0.0005	0.88	
% Pasto (3km)	1	1	all	-0.00658	0.28	1742.1
% Eucalipto (3km)	3	1	Laeg,Mocu, Nysp2,Nysp3	-0.01632	0.2	1742.1
		2	Epfu,La/Ep	-0.00678	0.69	
		3	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Prce	0.00279	0.73	

% Eucalipto (0.5km)	1	1	all	-0.00474	0.29	1742.2
% Floresta (0.5km)	1	1	all	0.00373	0.34	1742.3
% Eucalipto (1.5km)	1	1	all	-0.00358	0.37	1742.5
% Pasto (1.5km)	3	1	Laeg,Mocu, Nysp2,Nysp3	0.00068	0.94	1742.6
		2	Epfu,La/Ep	-0.01394	0.26	
		3	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Prce	-0.00088	0.88	
% Pasto (0.5km)	3	1	Laeg,Mocu, Nysp2,Nysp3	-0.00018	0.98	1742.8
		2	Epfu,La/Ep	-0.01018	0.3	
		3	Cyno,Epbr, Eusp1,Eusp2, Hive,Momo, Mysp4,Mysp3, Mysp2,Mysp1, Nysp1,Prce	-0.00112	0.82	
% Pasto (0.5km)	1	1	all	-0.00227	0.57	1742.9
% Pasto (1.5km)	1	1	all	-0.00245	0.61	1743
% Plantação (0.5km)	1	1	all	-0.01467	0.64	1743
% Eucalipto (3km)	1	1	all	-0.00303	0.63	1743
Conectividade (0.5km)	1	1	all	0.00063	0.8	1743.2
% Plantação (3km)	1	1	all	0.00456	0.88	1743.2

Considerações Finais

A presente tese avaliou os efeitos que as modificações no uso e cobertura do solo possuem sobre os traços funcionais e os padrões de comportamento de uma comunidade de morcegos neotropical. Os resultados encontrados no primeiro capítulo sugerem que a conectividade e a manutenção da quantidade de habitat na paisagem são as variáveis mais importantes para a manutenção dos traços funcionais avaliados aqui. Para os morcegos Phyllostomidae, os animais não-frugívoros e de maior massa corporal demonstraram ser os mais sensíveis às modificações na paisagem. Para os morcegos Molossidae e Vespertilionidae a paisagem de estudo favoreceu a emissão de vocalizações com baixo espectro de frequência (6-8kHz) e com durações moderadas (5-12ms).

Já os resultados encontrados no capítulo dois sugerem que a quantidade de vegetação nativa e o tamanho dos fragmentos são as variáveis com maior poder de explicação sobre o número de frequências de máxima energia e a atividade de alimentação dos morcegos insetívoros aéreos, respectivamente. A conectividade foi a variável com melhor poder de explicação para a frequência de ocorrência dos sonótipos ao longo do gradiente de paisagem. Os resultados dessa tese ajudam a preencher duas lacunas no conhecimento: o efeito que as mudanças na paisagem possuem sobre os traços funcionais dos morcegos, e os padrões de resposta dos morcegos insetívoros aéreos frente a essas modificações.

Além disso, os resultados encontrados aqui também destacam a importância que a conectividade da paisagem possui para a manutenção da diversidade taxonômica e funcional dos morcegos em paisagens modificadas. Esse é um dos poucos estudos realizados na região neotropical que avalia os efeitos dessa variável sobre diversos aspectos da comunidade de morcegos. A realização de mais estudos voltados para essa questão é desejável, de modo que seja possível alcançar uma melhor compreensão sobre como os morcegos são afetados pela conectividade e por outras variáveis de paisagem na região neotropical.