



Embrapa

Amazônia Oriental

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

LUCAS MATEUS DE LIMA MAIA

**Uso de habitats por morcegos numa paisagem modificada por mineração na
Amazônia Oriental**

BELÉM

2021

LUCAS MATEUS DE LIMA MAIA

**Uso de habitats por morcegos numa paisagem modificada por mineração
na Amazônia Oriental**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Área de concentração: Ecologia.

Linha de Pesquisa: Ecologia de Comunidades e Ecossistemas

Orientadora: Profa. Maria Aparecida Lopes, Ph.D.

Co-Orientador: Dr. Leonardo Carreira Trevelin

BELÉM

2021

LUCAS MATEUS DE LIMA MAIA

**Uso de habitats por morcegos numa paisagem modificada por mineração
na Amazônia Oriental**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Profa. Maria Aparecida Lopes, Ph.D.
Universidade Federal do Pará (Presidente)

Dra. Ana Cristina Mendes de Oliveira
Universidade Federal do Pará (UFPA)

Dr. Marcos Pérsio Dantas Santos
Universidade Federal do Pará (UFPA)

Dr. Rafael Arruda
Universidade Federal do Mato Grosso (UFMT)

Dr. Maurício Silveira
Universidade de Brasília (UnB)

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBDSistema
de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará

Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

M217u Maia, Lucas Mateus de Lima.
Uso de habitats por morcegos numa paisagem modificada por
mineração na Amazônia Oriental / Lucas Mateus de Lima Maia. —2021.
33 f. : il. color.

Orientador(a): Prof^ª. Dra. Maria Aparecida Lopes Coorientador(a):
Prof. Dr. Leonardo Carreira Trevelin Dissertação (Mestrado) -
Universidade Federal do Pará,
Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em
Ecologia, Belém, 2021.

1. Ecologia das florestas tropicais. 2. Morcego. 3. Florestas
tropicais - conservação. 4. Minas e recursos minerais - aspectos
ambientais. I. Título.

CDD 577.2

Sumário

| | |
|---|----|
| RESUMO | 7 |
| ABSTRACT | 10 |
| 1. INTRODUÇÃO | 11 |
| 2. MATERIAL E MÉTODOS | 11 |
| 2.1. Área de estudo | 14 |
| 2.2. Desenho de amostragem | 16 |
| 2.3 Análise de dados | 17 |
| 3. RESULTADOS | 20 |
| 4. DISCUSSÃO | 23 |
| REFERÊNCIAS | 27 |

Uso de habitats por morcegos numa paisagem modificada por mineração na Amazônia Oriental

Esta dissertação foi elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Biotropica*, exceto pela língua e posição das figuras e tabelas, disponível em:

<https://onlinelibrary.wiley.com/page/journal/17447429/homepage/forauthors.html>

1 **Uso de habitats por morcegos numa paisagem modificada por mineração na**
2 **Amazônia Oriental**

3 Lucas Mateus de Lima Maia ¹³⁴ | Leonardo Carreira Trevelin ² | Maria Aparecida Lopes ¹

4

5 ¹ Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Pará, Belém, Pará, Brasil.

6 ² Instituto Tecnológico Valle, Belém, Pará, Brasil.

7 ³ lucasmateusmaia19@gmail.com

8 ⁴ +55(91)993640983

9

10 **RESUMO**

11 O Brasil é o segundo maior exportador de minério do mundo e mineradoras devem restaurar as
12 áreas mineradas e monitorar a biota. Os morcegos formam um grupo apropriado a estudos de
13 alterações ambientais devido à sua riqueza de espécies, hábitos de vida e funções ecológicas.
14 Investigamos o uso de habitats por morcegos numa paisagem modificada por mineração de
15 bauxita na Amazônia oriental. Devido a maior complexidade estrutural e disponibilidade de
16 recursos, remanescentes florestais devem receber mais espécies e com maior frequência que as
17 áreas em restauração. Estabelecemos 18 pontos de amostragem e capturamos morcegos em redes
18 de neblina. A estrutura da paisagem foi avaliada em buffers de 500 m de raio, e a estrutura da
19 vegetação arbórea em parcelas de 1000m². Para caracterizar os ambientes e comparar o uso da
20 floresta vs áreas em restauração, utilizamos modelos lineares generalizados mistos (GLMMS),
21 com atributos da estrutura da paisagem e da vegetação arbórea como variáveis explicativas, e
22 riqueza de espécies e frequência de captura de morcegos como variáveis respostas. A riqueza de
23 espécies e a composição da assembleia foram comparadas entre os ambientes com curvas de

24 rarefação e análise de ordenação. Foram capturados 943 morcegos pertencentes 33 espécies. Os
25 GLMM mostraram diferença entre as áreas na riqueza de espécies. Os locais que apresentam
26 maior presença de floresta e vegetação mais desenvolvida são mais ricos em espécies. A curva de
27 rarefação não evidenciou diferença na riqueza de espécies de morcegos entre os ambientes.
28 Entretanto, a ordenação revelou diferença na composição das assembleias.

29 **Palavra-chave:** Chiroptera; restauração florestal pós-mineração; remanescentes florestais;
30 floresta tropical.

31 **BAT'S USE OF HABITAT IN A MINING MODIFIED LANDSCAPE IN EASTERN**
32 **AMAZON**

33

34 ***ABSTRACT***

35 Brazil is the second largest ore exporter in the world and miners must restore mined areas and
36 monitor the biota. Bats form an appropriate group for studies of environmental changes due to
37 their richness of species, life habits and ecological functions. We investigate habitat use by bats in
38 a landscape modified by bauxite mining in eastern Amazonia. Due to greater structural complexity
39 and availability of resources, forest remnants should receive more species and more frequently
40 than areas undergoing restoration. We established 18 sampling points and captured bats in mist
41 nets. The landscape structure was evaluated in 500 m radius buffers, and the tree vegetation
42 structure in 1000m² plots. To characterize the environments and compare forest use vs areas under
43 restoration, we used mixed generalized linear models (GLMMS), with attributes of landscape
44 structure and tree vegetation as explanatory variables, and species richness and bat capture
45 frequency as variables answers. Species richness and assemblage composition were compared
46 between environments with rarefaction curves and ordering analysis. 943 bats belonging to 33
47 species were captured. GLMM showed difference between areas in species richness. The places
48 that present greater presence of forest and more developed vegetation are richer in species. The
49 rarefaction curve showed no difference in bat species richness between environments. However,
50 the ordering revealed a difference in the composition of the assemblies.

51 Keyword: Chiroptera; post-mining forest restoration; forest remnants; tropical forest.

52 1. INTRODUÇÃO

53
54 Alterações nas paisagens florestadas da Amazônia, intensificadas desde a década de 1960
55 (PRODES, 2018), estão associadas a diversas atividades econômicas, incluindo a mineração,
56 e englobam a perda, a fragmentação e degradação de formações naturais nestas paisagens
57 (SONTER *et al.*, 2017; Bennett *et al.*, 2010; SONTER *et al.*, 2010). Atualmente, o Brasil é o
58 segundo maior exportador de minério do mundo e, conseqüentemente, sua cadeia produtiva
59 promove alterações nas paisagens que condizem com essa demanda (MECHI, 2010; TUCK,
60 2017). Apesar de as atividades mineradoras geralmente não abrangerem extensas áreas
61 territoriais, a movimentação nas camadas profundas do solo e retirada de toda a cobertura
62 vegetal representam intensas alterações dos ecossistemas florestais afetados (BACCI, 2006).

63 A cobertura vegetal e sua complexidade determinam a estrutura básica do habitat florestal
64 e portanto influenciam diretamente na distribuição e abundância de espécies de animais
65 (LAWTON, 1983; MCCOY, 1991). Áreas que foram desmatadas e mineradas, mesmo quando
66 destinadas à restauração de suas características originais anteriores aos impactos, passam por
67 fases de desenvolvimento nas quais a estrutura e composição da vegetação são mais simples
68 que as originais, afetando conseqüentemente a fauna associada (JOLY, 1994; BARBOSA *et*
69 *al.*, 1997; RODRIGUES & LEITÃO FILHO, 2000). A forma com que utilizam e ocupam esses
70 ambientes representam respostas ecológicas e evolutivas dos organismos a variações
71 ambientais (ANDRADE, 2001; ESTRADA, 2002; HEITHAUS, 1978) que, por sua vez, geram
72 conseqüências para o processo de restauração florestal, já que muitos deles ajudam a
73 potencializar este processo, como por exemplo, os morcegos (FLEMING, THEODORE H.;
74 HEITHAUS, 1981; GIANNINI; KALKO, 2004; KUNZ, 2011).

75 Os morcegos exploram o ambiente de diferentes formas (DENZINGER; SCHNITZLER,
76 2013), desempenhando diversas funções ecossistêmicas importantes. Por causa dessa
77 versatilidade, estes animais constituem um ótimo grupo para se estudar os efeitos de alterações
78 de paisagens naturais por atividades antrópicas. Os morcegos possuem grande capacidade de
79 movimentação, podendo visitar múltiplos habitats dentro de uma paisagem em uma única noite
80 (TREVELIN *et al.*, 2013), e atuam como polinizadores (FLORES-ABREU *et al.*, 2019),
81 controladores de insetos (AGUIAR, L. M. S.; ROCHA, I. D. B. ; OLIVEIRA, G. ; FRIZZAS,
82 M. R. ; TOGNI, 2021), além de dispersarem sementes de espécies vegetais pioneiras, que
83 caracterizam os estádios iniciais de sucessão, contribuindo significativamente para as
84 restauração florestal em áreas degradadas (KUNZ, 2011; MUSCARELLA; FLEMING, 2007).
85 Muito provavelmente, o uso e a permanência de morcegos em áreas em restauração dependem
86 da presença de remanescentes florestais na paisagem como refúgios e fontes desses animais
87 para recolonização de áreas em restauração. Entretanto, o estágio de sucessão em que estes
88 remanescentes florestais se encontram também tem grande influência sobre a permanência
89 destes animais na área, vez que quanto mais avançado for o estágio de sucessão, maior será a
90 disponibilidade de recursos (KALDA; KALDA; LIIRA, 2015; ZHANG; USHER, 1991).

91 A distribuição de morcegos em uma paisagem perturbada é moldada por uma relação de
92 custo (energia, deslocamento e competição) vs benefício (alimento e abrigo) (FLEMING,
93 1991; HEITHAUS, E. RAYMOND; FLEMING, 1978; MENDES; SRBEK-ARAUJO, 2020;
94 REGOLIN; GUSTAVO; RIBEIRO, 2021). Portanto, mudanças na abundância e distribuição
95 espacial de recursos que acompanham as alterações nas paisagens originais podem diminuir a
96 riqueza de espécies e alterar a composição da assembleia de morcegos nas paisagens alteradas
97 (ESTRADA, A, 2002; EVELYN, 2003; GARCÍA-MORALES, 2013; PEREIRA, 2018;

98 SILVEIRA *et al.*, 2018). Outros fatores ambientais relevantes são a distância entre habitats e
99 a complexidade da vegetação. Manchas de habitats mais próximas apresentam maior
100 conectividade e aumentam as chances de contrabalançar os efeitos negativos para a
101 biodiversidade causados pela perda de habitats, enquanto que a complexidade da vegetação
102 numa área diz respeito ao espaço de nicho disponível para espécies da flora e fauna (BOYLE,
103 1994; TORRESANI *et al.*, 2020). Desta forma, compreender como estes animais usam as
104 paisagens alteradas e quais fatores condicionam este uso é de fundamental importância para
105 direcionar práticas de manejo que facilitem ou acelerem o processo de regeneração da floresta
106 original.

107 Diante da importância dos morcegos para o desenvolvimento inicial de florestas após
108 distúrbios, neste estudo investigamos o uso de habitats por morcegos em uma paisagem
109 modificada pela mineração em um sítio no sudeste da Amazônia oriental. Para mitigar os danos
110 gerados pela atividade, a mineradora procura restaurar o ambiente original após a exploração
111 do minério e monitora a biota que se estabelece nessas áreas em restauração. Visando gerar
112 conhecimento que possa subsidiar essas ações, investigamos se a quantidade de habitat
113 florestal na paisagem e a estrutura da vegetação local condicionam a diversidade de espécies
114 de morcegos e a frequência em que usam o espaço. Esperamos que a riqueza de espécies de
115 morcegos seja maior nos remanescentes florestais, onde a cobertura de vegetação arbórea, a
116 diversidade e abundância de recursos são maiores, quando comparadas às áreas em
117 restauração. Por causa da maior diversidade de recursos na floresta madura, as áreas em
118 restauração mais próximas de remanescentes florestais devem ser usadas com mais frequência
119 e por um número maior de espécies que as áreas mais distantes. Esperamos que os morcegos
120 estejam presentes em toda a paisagem, embora usem os ambientes com diferentes intensidades.

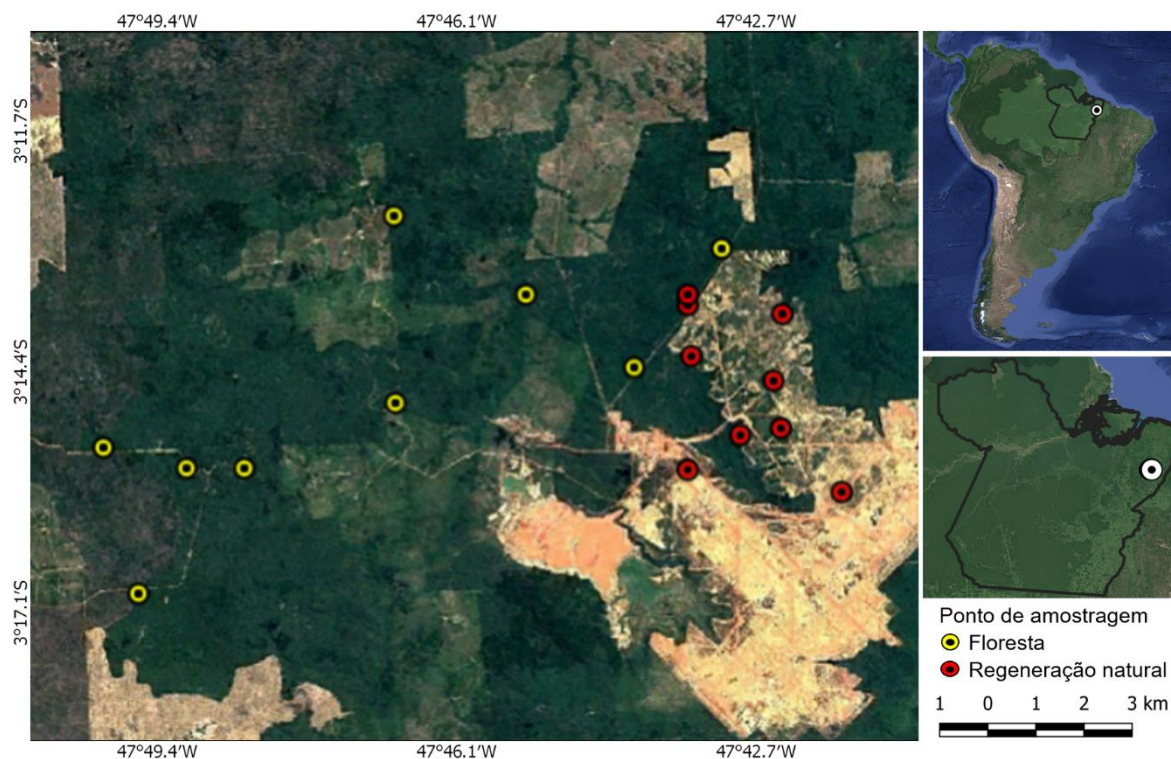
121 Além disso, devido a intensas alterações na paisagem, esperamos que a composição de espécies
122 entre floresta e áreas em restauração seja diferente.

123 **2. MATERIAL E MÉTODOS**

124 **2.1. Área de estudo**

125
126 O estudo foi desenvolvido na área da empresa Mineração Paragominas S.A do grupo Hydro,
127 localizada a 70 km do centro urbano de Paragominas (HARPE *et al.* 2015), no sudeste da
128 Amazônia oriental (3°15'38"S e 47°43'28"W; Figura 1). Com altitude média de 150 m, a área é
129 caracterizada por uma superfície tabular, aplainada e bastante recortada (HYDRO 2021). Segundo
130 a classificação de Köppen-Geiger, o clima da região é do tipo quente e úmido, apresentando médias
131 anuais de precipitação, umidade relativa e temperatura de 1.743 mm, 81% e 26,3°C,
132 respectivamente (BASTOS, 1993; PEEL, 2007; SUDAM/PHCA, 1984), e com estações de chuva
133 (dezembro a junho) e seca bem definidas (julho a novembro). De acordo com dados do período
134 1989-2018, o mês mais chuvoso é março (357,1 mm em média) e o mês mais seco é setembro
135 (19,0 mm em média) (SPARK 2020).

136 A empresa possui uma área de 18.668 ha, dos quais 4.237 ha já foram minerados desde
137 2006. O minério é extraído a 12 m de profundidade, o que resulta na supressão da vegetação e na
138 remoção de camadas profundas do solo. A restauração das áreas degradadas pela mineração inicia-
139 se pelo preenchimento dos locais minerados com o solo removido, não estruturado. As áreas em
140 restauração incluídas no presente estudo foram implantadas em 2009 com intuito de recuperar
141 características estruturais e funcionais do ecossistema. Cerca de 2.339 ha estão em processo de
142 restauração até o presente momento.



144 Figura 1 – Localização da área de mineração de bauxita da empresa Mineração Paragominas S.A do grupo
 145 Hydro - Paragominas-PA no sudeste da Amazônia oriental e dos 18 pontos de amostragem do estudo.

146

147 Os tipos de solos predominantes são o latossolo amarelo e o argissolo amarelo,
 148 considerados de baixa fertilidade natural por apresentarem baixas concentrações de cálcio,
 149 magnésio, potássio, fósforo e nitrogênio, além da alta saturação de alumínio (RODRIGUES *et al.*
 150 2003). A vegetação original predominante é a floresta ombrófila densa de três subtipos: floresta
 151 de terra baixa, floresta submontana e floresta aluvial (ARAÚJO, 1984; EMBRAPA, 1988;
 152 RODRIGUES *et al.*, 2003), com um dossel contínuo variando de 25 a 30 m de altura, um sub-
 153 bosque denso e baixo, e uma área basal média de 20 a 30 m²/ha (VIEIRA, 1989). No entanto, a
 154 área de estudo já passou por um intenso processo de degradação e desmatamento florestal,

155 principalmente entre as décadas de 1970 e 2000 (PPCDAm 2013). A extração ilegal e predatória
156 de madeira empobreceu as florestas remanescentes da região, e a agroindústria e a pecuária
157 causaram altas taxas de desmatamento.

158

159 **2.2. Desenho de amostragem**

160

161 Estabelecemos 18 pontos de amostragem de morcegos, nove em áreas em restauração e nove em
162 remanescentes florestais (Figura 1). Consideramos a área de estudo como uma única paisagem
163 contendo uma única assembleia de morcegos, devido à proximidade dos pontos de amostragem, o
164 tamanho total da área e a grande capacidade de movimentação desses animais (HEITHAUS, E.
165 RAYMOND; FLEMING 1978, FLEMING 1991, Melo *et al.* 2009). Foram realizadas cinco
166 campanhas de campo nos meses de outubro de 2018; fevereiro, maio e setembro de 2019 e
167 fevereiro de 2020. Em cada campanha, amostramos um ponto de amostragem por noite. Cada noite
168 de amostragem correspondeu a dez redes de neblina (seis metros cada) a 30 cm de altura em relação
169 ao solo e altura de dois metros organizadas em linha, espaçadas em pares de 50 em 50 metros. As
170 redes eram abertas por volta das 18 h, revistas a cada 30 minutos e fechadas após seis horas de
171 exposição totalizando 21.600m².h (STRAUBE *et al.* 2002). Cada ponto de amostragem foi
172 considerado uma réplica.

173 Os morcegos capturados foram identificados com auxílio de chave de identificação
174 (LOPEZ-BAUCELLS 2016) de acordo com a nomenclatura de GARBINO (2010) e soltos no
175 mesmo local em que foram coletados. As capturas e coletas foram realizadas mediante autorização
176 número 63686 obtida através do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade
177 (SISBIO).

178 Consideramos a paisagem como uma única paisagem no qual, as manchas de habitats foram
179 classificadas como uma variável categórica de dois níveis: áreas em restauração pós-mineração e
180 remanescentes florestais. Caracterizamos a composição da paisagem em cada ponto de
181 amostragem em *buffers* circulares com 500 m de raio através do *software* fragstrat (MCGARIGAL,
182 K., 2012). Este tamanho foi selecionado através de testes de escala de efeito com *buffers* de 250
183 m, 500 m e 1000 m, sendo a escala de 500 m a que melhor representou a natureza dos dados,
184 englobando uma maior área sem sobreposições entre *buffers*. Em cada *buffer*, medimos a
185 proporção de floresta (porcentagem de cobertura florestal) e a quantidade de borda de floresta (em
186 metros). Além disso, para os pontos de amostragem em áreas de restauração, medimos a distância
187 perpendicular (em metros) entre o ponto de amostragem e o remanescente florestal mais próximo
188 com auxílio do software Qgis (SYSTEM 2021) para os pontos de amostragem em remanescentes
189 florestais adotamos a distância 0 (zero). Por fim, caracterizamos a estrutura da vegetação arbórea
190 nos 18 pontos de amostragem utilizando parcelas de 40 m x 250 m (1000m²) por ponto, incluindo
191 árvores com CAP ≥ 30 cm (CERQUEIRA et al., 2021; dados cedidos pelos autores) Três
192 parâmetros da vegetação arbórea foram usados como variáveis preditoras: número de indivíduos,
193 número de espécies e área basal .

194

195 **2.3 Análise de dados**

196

197 Os registros de capturas foram organizados em uma matriz, com os pontos de amostragem nas
198 linhas e as espécies nas colunas. Esses registros foram somados gerando a frequência de captura
199 de cada espécie e a riqueza de espécies de morcegos por ponto de amostragem, as quais foram
200 utilizadas como variáveis respostas nos modelos de GLMM. Ambas foram utilizadas como

201 medidas de uso de habitat, com a riqueza representando a diversidade de espécies que utilizam as
202 áreas e a frequência de captura como índice de abundância ou de intensidade de uso, representando
203 qual dos dois ambientes é mais rico em espécies de morcegos e qual é mais frequentemente
204 utilizado por eles (REGOLIN, 2021).

205 Realizamos o teste de normalidade dos resíduos para diagnosticar a qualidade dos modelos
206 ajustados. Para avaliar as hipóteses de que áreas com quantidade de cobertura de vegetação
207 arbórea, borda, número de indivíduos e de espécies de plantas, maior proximidade a remanescentes
208 florestais são mais frequentadas e mais ricas em espécies de morcegos, construímos modelos
209 lineares generalizados mistos (GLMM) com distribuição de Poisson para cada espécie, usando
210 campanha como um fator aleatório devido a estrutura temporal aninhada que os dados possuem,
211 devido a coleta de amostras terem ocorrido dentro de campanhas diferentes. A distribuição de
212 Poisson é indicada para representar dados de contagem (ZUUR; IENO; SMITH 2007). Utilizando
213 a porcentagem de vegetação arbórea em cada ponto, quantidade de borda e distância mínima de
214 cada ponto para um fragmento florestal como variáveis preditoras representantes das métricas de
215 paisagem e número de indivíduos de plantas, biomassa florestal e número de espécies vegetais
216 como variáveis preditoras dos representantes da vegetação. Utilizamos como variáveis respostas
217 para estes modelos, a riqueza de espécies de morcegos, a frequência de captura de morcegos. Todas
218 estas análises foram feitas com auxílio do software R com os pacotes `Mumin` (BARTON 2015),
219 `Usdm` (NAIMI & ARAUJO 2019), `Lme4` (CHAO *et al.* 2014) e `Fitdisprplus`
220 (SIBERCHICOT 2021).

221 Para verificarmos se de fato os remanescentes florestais são mais ricos em espécies de
222 morcegos, avaliamos as estimativas de riqueza de espécies conforme o esforço amostral,
223 realizando curvas de rarefação baseadas em número de amostras e número de espécies de moregos

224 (CHAO *et al.*, 2014; GOTELLI & COLWEL, 2001), utilizando o ambiente R com auxílio dos
225 pacotes Vegan (Oksanen *et al.* 2019), iNext (PACKAGE *et al.* 2020) e Ggplot2 (WICKHAM
226 2016). Cobertura se refere a quanto a amostragem representa uma estimativa de riqueza real na
227 comunidade (FERRAZ *et al.*, 2009). A comparação entre os as áreas de restauração e
228 remanescentes florestais foi feita utilizando-se intervalos de confiança de 95% criados por
229 *bootstrap* (999 repetições). Estas análises foram realizadas com o pacote iNext para o ambiente R
230 (HSIEH, 2015).

231 Realizamos uma Análise de Componentes Principais (PCoA) usando o índice de
232 similaridade de Bray-Curtis para descrever a composição das assembleias de morcegos registradas
233 por ponto de amostragem. O número de registros de cada espécie por ponto de amostragem foi
234 transformado usando $\log(x+1)$ para balancear os valores e usado como índice de abundância das
235 espécies. Para testarmos se a assembleia de morcegos difere entre remanescentes florestais e áreas
236 em restauração, realizamos a análise Multivariada de Variância Permutacional (PERMANOVA)
237 de um fator (habitat com dois níveis: Remanescentes e restauração) (ANDERSON *et al.*, 2008).
238 Estas análises foram realizadas com os pacotes mgcv (WOOD 2017), ade4 (DRAY *et al.*, 2007),
239 stats , vegan (DIXON 2003), permute (Simpson 2015), MASS (RIPLEY 2013), lattice (WRIGHT
240 2021) e ggplot 2 (WICKHAM 2016) no ambiente R.

241 Avaliamos a possibilidade de autocorrelação espacial nos resíduos dos modelos
242 construídos utilizando correlogramas com índice I de Moran, dada a disposição espacial das
243 amostras e mobilidade dos organismos estudado (FLETCHER, 2018), na qual agrupamos os dados
244 de riqueza de espécies esperada e de frequência de espécies observadas de todos os censos por
245 ponto de amostragem e utilizamos as coordenadas geográficas de cada um dos 18 pontos de
246 amostragem. Esta análise foi feita com auxílio do pacote Vegan para o ambiente R (DIXON, 2003).

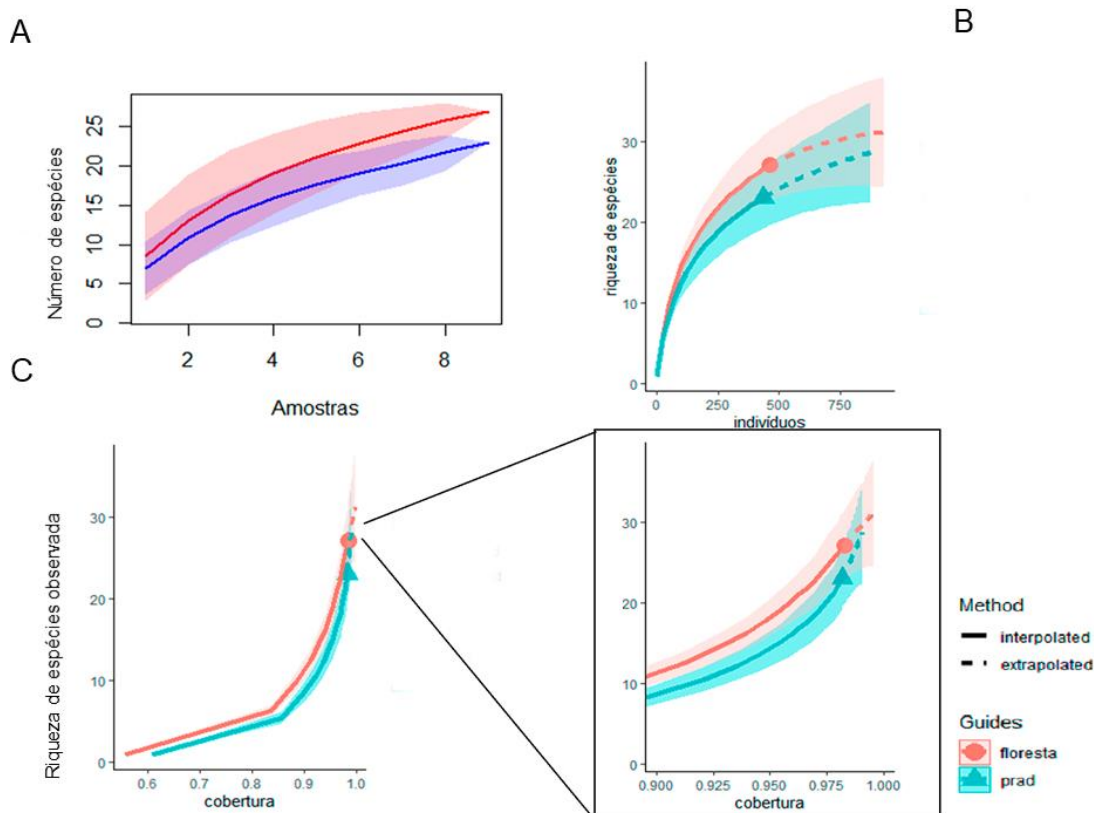
247

248 3. RESULTADOS

249

250 A riqueza de espécies e a intensidade de uso não apresentaram distribuição normal e se
251 ajustaram melhor a distribuição de Poisson e Binominal Negativa, respectivamente, respeitando
252 os pressupostos para a realização dos GLMMs. Entretanto, nenhum dos modelos foi significativo
253 para a frequência relativa das espécies de morcegos. Por outro lado, os modelos indicaram uma
254 relação negativa com o número de indivíduos e espécies de plantas, mas positiva com a proporção
255 de floresta em cada ponto de amostragem ($p < 0,005$), distância entre as áreas em restauração a
256 remanescentes florestais mais próximos ($p < 0,005$), porcentagem de borda ($p < 0,005$) e apenas a
257 riqueza de espécies esperada com área basal das plantas ($p < 0,005$). Ou seja, locais com maior
258 proporção de floresta com vegetação mais desenvolvida (maior área basal), mais próximos a
259 remanescentes florestais e maior porcentagem de borda nas manchas de habitat são mais atrativos
260 para mais espécies de morcegos.

261 Ao todo, foram capturados 943 morcegos pertencentes 33 espécies. Destes, 395 (42%) foram
262 capturados em áreas de restauração com seis espécies exclusivas, enquanto os 548 (58%) restantes
263 foram capturados em remanescentes florestais com 16 espécies exclusivas. As espécies mais
264 abundantes em cada habitat se assemelhavam bastante, sendo que nas áreas em restauração as
265 espécies *Carollia perspicillata*, *Artibeus lituratus* e *Sturnira tildade* foram as mais representativas,
266 enquanto nos remanescentes florestais tivemos as espécies *C. perspicillata*, *A. obscurus* e *A.*
267 *lituratus* como as mais registradas. A curva de rarefação (Figura 1) evidenciou que a riqueza de
268 espécies de morcegos não difere entre áreas em restauração e remanescentes florestais.



270

271 Figura 1 – Comparação da riqueza de espécies entre remanescentes florestais (linha azul) e áreas em
 272 restauração (linha vermelha). (A): Riqueza de espécies por número de amostras; (B): Riqueza de espécies
 273 por número de indivíduos e (C): Riqueza de espécies por cobertura (o quão bem a amostragem representa
 274 uma estimativa da riqueza real na comunidade).

275

276 A ordenação dos pontos de amostragem sugere a formação de dois agrupamentos, com
 277 maior semelhança entre as assembleias de pontos de amostragem em remanescentes florestais e
 278 maior variação entre pontos de amostragem em áreas de restauração (Figura 4). A análise de
 279 PERMANOVA indicou diferença significativa nas composições de assembleias de morcegos entre
 280 remanescentes florestais e áreas em restauração (Pseudo-F = 2.1203; gl = 1; p = 0.023).

281

282

283

284

285

286

287

288

289

290

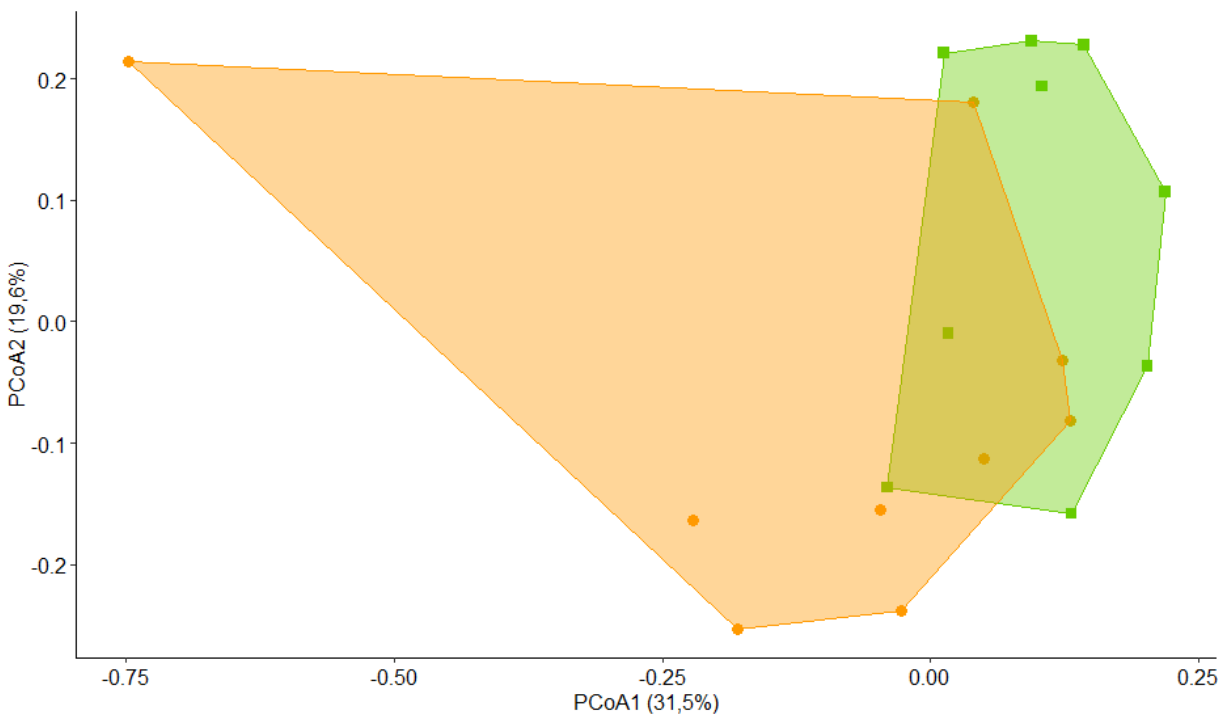
291

292

293

294

295



294

295

296 Figura 4 – Análise de ordenação (PCoA) dos pontos de amostragem (n = 18). Os pontos quadrados verdes

297 representam os remanescentes florestais e os círculos laranjas representam as áreas em restauração.

298

299 Não houve efeito significativo da proximidade espacial entre pontos de amostragem sobre
300 o padrão de distribuição da riqueza de espécies (Figura 5A) nem sobre a frequência de espécies
301 observadas (Figura 5B).

302

303

304

305

306

307

308

309

310

311 Figura 5 – Efeito da proximidade espacial sobre a semelhança entre pontos de amostragem em termos de
312 (A) riqueza de espécies esperada e (B) frequência de espécies observadas. Classes de distância em metros.

313

314 4. DISCUSSÃO

315

316 Alguns modelos avaliados (GLMM) detectaram diferenças entre os dois ambientes (remanescentes
317 florestais e áreas em restauração) na riqueza de espécies de morcegos, mas não na intensidade de
318 uso desses ambientes. Contudo, os locais que apresentam maior área basal, maior proporção de
319 floresta, maior quantidade de borda, e áreas em restauração que estão mais próximas dos

320 remanescentes florestais são mais atrativas para esses animais. A maior riqueza de espécies de
321 morcegos em locais com maior área basal evidencia a preferência dos morcegos por locais onde a
322 vegetação arbórea está mais desenvolvida, provavelmente porque estes locais oferecem uma
323 diversidade maior de recursos, podendo ser utilizadas como dormitórios e comedouros
324 (SCULTORI *et al.* 2009, REIS, 2011, TREVELIN *et al.* 2013). E esta associação positiva entre
325 área basal e riqueza de espécies de morcegos reforça a ideia de que florestas mais maduras são
326 utilizadas por um número maior de espécies de morcegos.

327 A maior quantidade de borda em áreas em restauração significa maior proximidade com
328 remanescentes florestais, e proximidade com os remanescentes florestais, por sua vez, implica
329 em menores custos de deslocamento para visitação dos remanescentes, em termos de tempo e
330 energia , maior disponibilidade de tempo para forrageio e menores chances de serem capturados
331 por predadores (NIEBUHR *et al.* 2015). Da perspectiva da restauração, mais espécies de morcegos
332 se deslocando entre remanescentes florestais e as áreas em restauração em seus entornos podem
333 contribuir para uma recuperação mais rápida destas áreas, uma vez que dispersam propágulos dos
334 remanescentes florestais (áreas-fontes) para as áreas em restauração (KUNZ 2011, TREVELIN *et*
335 *al.* 2013). Assim como em nosso estudo, ESTRADA (1993) e constatou que, em um cenário de
336 conversões de florestas tropicais em pastagens, as áreas mais próximas de remanescentes florestais
337 são mais ricas em espécies de morcegos.

338 Outro aspecto importante é que o uso de áreas em restauração entre remanescentes sugere
339 que morcegos podem funcionar como elementos de conexão entre fragmentos florestais.
340 ESTRADA (2001) estudou o efeito da fragmentação de florestas de várzea sobre assembleias de
341 morcegos e observou que os habitats modificados serviam de corredores ecológicos para interligar
342 os fragmentos florestais.

343 Quando utilizamos curvas de rarefação não encontramos diferença significativa na riqueza
344 de espécies de morcegos entre as áreas em restauração e os remanescentes florestais, contrariando
345 nossa hipótese de que os remanescentes apresentariam uma riqueza de espécies maior. Isto pode
346 ser explicado pelo esforço amostral que não foi alto, somado à alta mobilidade dos morcegos e à
347 relativa proximidade entre os pontos de amostragem dificultam muito a detecção de uma possível
348 diferença na riqueza de espécies entre os dois tipos de ambientes (ESTRADA, 2001; FLEMING,
349 1991; HEITHAUS, 1978). As curvas de acúmulo de espécies sugerem que com o aumento do
350 esforço de amostragem poderíamos registrar mais táxons. Apesar do relativamente pequeno
351 esforço de captura, foram registradas 44,2% das espécies de morcegos reconhecidas para toda a
352 floresta Amazônica (BERNARD, 2011).

353 De acordo com a ordenação e o resultado da análise de permanova, existe diferença na
354 composição de espécies entre os remanescentes florestais e as áreas em restauração. Esta diferença
355 reforça a importância da manutenção de remanescentes florestais na paisagem modificada como
356 refúgio de várias espécies de morcegos nativas que eventualmente poderão colonizar as áreas em
357 restauração ao longo do processo de regeneração da floresta nestas áreas. Vinte e quatro espécies
358 (75% das 33 espécies capturadas) são frugívoras, 4 (11,8%) nectarívoras, 3 (9,2%) insetívoras, 1
359 (2,6%) carnívoras e 1 (1,4%) hematófagas. A alta porcentagem de frugívoros somada ao fato de
360 que um terço das espécies presentes na área de estudo (11 das 33 espécies) frequentam tanto
361 remanescentes florestais como áreas em restauração reforçam o potencial destes animais como
362 agentes dispersores de sementes entre ambientes, podendo ajudar no processo de recuperação da
363 floresta nas áreas em restauração pós-mineração Da perspectiva dos animais, a grande presença de
364 morcegos frugívoros demonstra que mesmo com a intensa modificação da paisagem, que resulta
365 em diferenças da composição das assembleias de morcegos entre os remanescentes florestais e as

366 áreas em restauração, a área do estudo ainda oferece recursos de interesse para estas espécies,
367 como por exemplo, frutos de vegetação secundária que estão entre os interesses alimentares de
368 morcegos frugívoros (HEITHAUS 1982, FLEMING 1988, MULLER & REIS 1992, Muscarella
369 & FLEMING 2007, SATO *et al.* 2008).

370 A falta de uma correlação entre distância espacial e riqueza de espécies sugere que as
371 diferenças de distâncias entre os pontos de amostragem são percebidas como pequenas pelos
372 morcegos, não sendo suficientes para definir um gradiente de efeito de distância espacial na
373 riqueza de espécies justamente pela combinação das pequenas distâncias com a alta mobilidade
374 dos morcegos.

375 Nossos resultados sugerem que algumas espécies de morcegos necessitam de áreas mais
376 preservadas para a sua sobrevivência e que a mineração de bauxita tem grande impacto na
377 existência e permanência destes animais na área. Reforçamos a importância de estudos voltados a
378 conservação de morcegos e também ao papel de quirópteros na restauração de áreas que passaram
379 por intensos processos de degradação. Também enfatizamos a importância da manutenção de
380 remanescentes florestais na paisagem, uma vez que estas áreas servem como refúgios para a biota
381 nativa e fontes de propágulos para a recuperação das áreas degradadas.

382

383

REFERÊNCIAS

- 384
385
- 386 ANDERSON, M.; GORLEY, R.; CLARKE, K. P. 2008. PERMANOVA. for PRIMER: guide to
387 software and statistical methods. Prim. Plymouth, UK 32.
- 388 ANDRADE, R. D.; MARINI, M. Â. 2001. Movement of birds in natural forest patches in
389 southeast Brazil. *Ornitol. e Conserv. da ciência às estratégias* 125–136.
- 390 ARAÚJO, A. P. DE.; S. F. JORDY FILHO, and W. N. DA. 1984. A vegetação da Amazônia
391 brasileira.
- 392 BACCI, D. DE L. C., P. M. B. LANDIM, and S. M. DE ESTON. 2006. Aspectos e impactos ambientais
393 de pedreira em área urbana. *Rem Rev. Esc. Minas* 59: 47–54.
- 394 BARTON, K. B. 2015. Maintainer Kamil. Package ‘mumin.’ 439, 2015.
- 395 BASTOS, T. X. 1993. O estado atual dos conhecimentos das condições climáticas da Amazônia
396 brasileira. *Embrapa Amaz. Orient. em periódico indexado*.
- 397 BENNETT, ANDREW F.; SAUNDERS, D. A. 2010. Habitat fragmentation and landscape change.
398 *Conserv. Biol.* all 93: 1544–1550.
- 399 BERNARD, E., V. DA C. TAVARES, and E. SAMPAIO. 2011. Compilação atualizada das espécies de
400 morcegos (Chiroptera) para a amazônia Brasileira. *Biota Neotrop.* 11: 35–46.
- 401 BOYLE, T. J. B. 1994. Biodiversity, Temperate Ecosystems, and Global Change: Introduction to
402 the NATO Advanced Research Workshop. Springer 1–7.
- 403 CERQUEIRA, R.M., JARDIM, M.A.G; SILVA JUNIOR, L.L.M; PAIXAO, L.P.; MARTINS, M.

404 B. 2021. Fitossociologia do Estrato Arboreo em Florestas Nativas e em Áreas de
405 Recuperação de Áreas Degradadas Sobre a influência da mineração, Paragominas, Pará,
406 Brasil. *Rev. Nat. Conserv.* 14.

407 CG, U. C. . V. 1989. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case
408 study from the Paragominas region of the state of Pará. *Biotropica* 21: 98–106.

409 CHAO, A., N. J. GOTELLI, T. C. HSIEH, E. L. SANDER, K. H. MA, R. K. COLWELL, and A. M.
410 ELLISON. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for
411 sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol. Monogr.* 84: 45–67.

412 DENZINGER, A., and H. U. SCHNITZLER. 2013. Bat guilds, a concept to classify the highly diverse
413 foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. *Front. Physiol.* 4 JUL: 1–15.

414 DIXON, P. 2003. Computer program review VEGAN , a package of R functions for community
415 ecology. *J. Veg. Sci.* 14: 927–930. Available at: [http://doi.wiley.com/10.1111/j.1654-](http://doi.wiley.com/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02049.x)
416 [1103.2002.tb02049.x](http://doi.wiley.com/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02049.x).

417 DRAY, S., A. B. DUFOUR, and J. THIOULOUSE. 2007. Ade4. *J. Stat. Software* 22: 1–20.

418 EMBRAPA. 1988. Critérios para distinção de classes de solos e de fases de unidades de
419 mapeamento - normas em uso pelo SNLCS. *Embrapa* 67.

420 ESTRADA, A. 2002. Biological Conservation, 2002 - Bats in continuous forest.PDF. *Biol.*
421 *Conserv.* 103: 237–245.

422 ESTRADA, A., and R. COATES-ESTRADA. 2001. Bat species richness in live fences and in
423 corridors of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography (Cop.)*. 24:
424 94–102.

- 425 ESTRADA, A., R. COATES-ESTRADA, and D. MERITT. 1993. Bat species richness and abundance in
426 tropical rain forest fragments and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography*
427 (Cop.). 16: 309–318.
- 428 EVELYN, MICHELLE J.; STILES, D. A. 35AD. Roosting Requirements of Two Frugivorous Bats
429 (*Sturnira lilium* and *Arbiteus intermedius*) in Fragmented Neotropical Forest. *Biotropica*
430 405–418.
- 431 FERRAZ, A. C. P., B. D. Q. GADELHA, and V. M. AGUIAR-COELHO. 2009. Análise faunística de
432 Calliphoridae (Diptera) da Reserva Biológica Ferraz Tinguá, Nova Iguaçu, Rio de
433 Janeiro. 53: 620–628.
- 434 FLEMING, THEODORE H.; HEITHAUS, E. R. 1981. Frugivorous bats, seed shadows, and the
435 structure of tropical forests. *Biotropica* 45–53.
- 436 FLEMING, T. H. 1991. The Relationship between Body Size, Diet, and Habitat Use in
437 Frugivorous Bats, Genus *Carollia* (Phyllostomidae). *J. Mammal.* 72: 493–501.
- 438 FLEMING, T. H. 1988. The short-tailed fruit bat: a study in plant-animal interactions. University
439 of Chicago Press.
- 440 FLETCHER, ROBERT; FORTIN, M. 2018. Spatial ecology and conservation modeling.
- 441 GARBINO, G.S.T., R. GREGORIN, I.P. LIMA, L. LOUREIRO, L.M. MORAS, R. MORATELLI, M.R.
442 NOGUEIRA, A.C. PAVAN, V.C. TAVARES, M. C. DO N. AND A. L. P. 2010. Updated checklist
443 of Brazilian bats: versão 2020. Com. da List. Morcegos do Bras. Soc. Bras. para o Estud.
444 Quirópteros.
- 445 GARCÍA-MORALES, RODRIGO; BADANO, ERNESTO I.; MORENO, C. E. 2013. Response of

446 Neotropical bat assemblages to human land use. *Conserv. Biol.* 27: 1096–1106.

447 GIANNINI, N. P., and E. K. V. KALKO. 2004. Trophic structure in a large assemblage of
448 phyllostomid bats in Panama. *Oikos* 105: 209–220.

449 GOTELLI, N. J., and R. K. COLWELL. 2001. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in
450 the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* 4: 379–391.

451 HARPE, S. E. ET AL. 2015. Ordenamento territorial e mineração em Paragominas de 2009 a 2015.
452 *In p. تفتفتق*, São Luis. Available at:
453 <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijresmar.2010.02.004><http://dx.doi.org/10.1016/j.snb.2016.01.118><http://dx.doi.org/10.1016/j.jns.2009.08.013><http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-384947-2.00617-6><http://www.un-ilibrary.org/economic-and-social-developmen>.

456 HEITHAUS, E. RAYMOND; FLEMING, T. H. 1978. Foraging movements of a frugivorous bat,
457 *Carollia perspicillata* (Phyllostomatidae). *Ecol. Monogr.* 48: 127–143.

458 HEITHAUS, E. R. 1982. Coevolution between bats and plants. *Ecol. bats* 327–367.

459 HSIEH, T.; MA, K.; CHAO, A. 2015. Interpolation and extrapolation for species diversity. R
460 package.

461 HYDRO. 2021. Mineração de Bauxita. Available at: [https://www.hydro.com/pt/Aluminio/A-](https://www.hydro.com/pt/Aluminio/A-Hydro-no-Brasil/Sobre-o-aluminio/Ciclo-de-vida-do-aluminio/Mineracao-de-bauxita/)
462 [Hydro-no-Brasil/Sobre-o-aluminio/Ciclo-de-vida-do-aluminio/Mineracao-de-bauxita/](https://www.hydro.com/pt/Aluminio/A-Hydro-no-Brasil/Sobre-o-aluminio/Ciclo-de-vida-do-aluminio/Mineracao-de-bauxita/)
463 [Accessed August 25, 2021].

464 JOLY, C. A. 1994. Ecotones at the river basin scale global land/water interactions. *Proc.*
465 *Ecotones Reg. Work.* Jensen, A.(ed.) Austrália. 40–66.

466 KALDA, O., R. KALDA, and J. LIIRA. 2015. Multi-scale ecology of insectivorous bats in

467 agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 199: 105–113. Available at:
468 <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.08.028>.

469 KUNZ, T. H. ET AL. 2011. Ecosystem services provided by bats. *Europe* 31: 32.

470 LAWTON, J. H. 1983. PLANT ARCHITECTURE AND. 23–39.

471 LOPEZ-BAUCELLS, A. ET AL. 2016. Field guide to Amazonian bats.

472 MCCOY, E. D., and S. S. BELL. 1991. Habitat structure: the evolution and diversification of a
473 complex topic. *Habitat Struct.* 1–27.

474 MCGARIGAL, K., SA CUSHMAN, AND E. E. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis
475 Program for Categorical and Continuous Maps. Available at:
476 <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.

477 MECHI, A., and D. L. SNACHES. 2010. Impactos ambientais da mineração no estado de São Paulo.
478 *Estud. Avançados* 24: 209–220.

479 MELO, F. P. L., B. RODRIGUEZ-HERRERA, R. L. CHAZDON, R. A. MEDELLIN, and G. G. CEBALLOS.
480 2009. Small Tent-Roosting Bats Promote Dispersal of Large-Seeded Plants in a Neotropical
481 Forest. *Biotropica* 41: 737–743.

482 MENDES, P., and A. C. SRBEK-ARAUJO. 2020. Effects of land-use changes on Brazilian bats: a
483 review of current knowledge. *Mamm. Rev.* 1–16.

484 MULLER, M. F., and N. R. DOS REIS. 1992. Partição de recursos alimentares entre quatro espécies
485 de morcegos frugívoros (Chiroptera, Phyllostomidae). *Rev. Bras. Zool.* 9: 345–355.

486 MUSCARELLA, R., and T. H. FLEMING. 2007. The role of frugivorous bats in tropical forest
487 succession. *Biol. Rev.* 82: 573–590.

488 NAIMI, B., and M. B. ARAUJO. 2019. Package “sdm.” R CRAN Proj. 1–10. Available at:
489 10.1111/ecog.01881.

490 NIEBUHR, B. B. S., M. E. WOSNIACK, M. C. SANTOS, E. P. RAPOSO, G. M. VISWANATHAN, M. G.
491 E. DA LUZ, and M. R. PIE. 2015. Survival in patchy landscapes: The interplay between
492 dispersal, habitat loss and fragmentation. *Sci. Rep.* 5: 1–10.

493 OKSANEN, A. J., F. G. BLANCHET, M. FRIENDLY, R. KINDT, P. LEGENDRE, D. MCGLINN, P. R.
494 MINCHIN, R. B. O. HARA, G. L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M. H. H. STEVENS, and E. SZOECES.
495 2019. *Vegan. Encycl. Food Agric. Ethics* 2395–2396.

496 PACKAGE, T., T. INTERPOLATION, A. T. C. HSIEH, and A. CHAO. 2020. Package ‘iNEXT.’

497 PEEL, M. C., B. L. FINLAYSON, and AND T. A. MCMAHON. 2007. Updated world map of the
498 Koppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 13: 243–249.

499 PEREIRA, M. J. R., C. FONSECA, and L. M. S. AGUIAR. 2018. Loss of multiple dimensions of bat
500 diversity under land-use intensification in the Brazilian cerrado. *Hystrix* 29: 25–32.

501 PPCDAM. 2013. Plano de ação para prevenção e controle do desmatamento na Amazônia legal
502 (PPCDAm): 3ª Fase (2012-2015): pelo uso sustentável e conservação da floresta.

503 PRODES. 2018. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). São José dos Campos Inst.
504 Nac. Pesqui. Espac. Available at: <http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodes.php>.
505 [Accessed June 11, 2020].

506 REGOLIN, L., L. GUSTAVO, and M. C. RIBEIRO. 2021. Habitat quality , not habitat amount , drives
507 mammalian habitat use in the Brazilian Pantanal. 0.

508 REIS NR, PERACCHI AL, P. W. A. L. I. 2011. *Mamíferos do Brasil* 2nd ed.

- 509 RIPLEY, B. ET AL. 2013. Package ‘mass.’ 113–120.
- 510 RODRIGUES, RICARDO RIBEIRO; DE FREITAS LEITÃO FILHO, H. 2000. Matas ciliares:
511 conservação e recuperação. Edusp.
- 512 RODRIGUES, T. E., R. DAS C. SILVA, J. M. L. DA SILVA, R. C. DE OLIVEIRA JÚNIOR, J. R. N. F.
513 GAMA, and M. A. VALENTE. 2003. Caracterização e Classificação dos Solos do Município
514 de Paragominas, Estado do Pará. Embrapa ISSN 1517-: 55.
- 515 SATO, T. M., F. D. C. PASSOS, and A. C. NOGUEIRA. 2008. Frugivoria de morcegos (Mammalia,
516 Chiroptera) em *Cecropia pachystachya* (Urticaceae) e seus efeitos na germinação das
517 sementes. Pap. Avulsos Zool. 48: 19–26.
- 518 SCULTORI, C., D. DIAS, and A. L. PERACCHI. 2009. Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae,
519 *Artibeus cinereus*: First record in the state of Paraná, Southern Brazil Carolina. NOTES
520 Geogr. Distrib. 5: 325–329.
- 521 SIBERCHICOT, A. 2021. Package ‘fitdistrplus’ R topics documented :
- 522 SILVEIRA, M., W. M. TOMAS, E. FISCHER, and M. O. BORDIGNON. 2018. Habitat occupancy by
523 *Artibeus planirostris* bats in the Pantanal wetland, Brazil. Mamm. Biol. 91: 1–6. Available
524 at: <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.03.003>.
- 525 SIMPSON, M. G. L. 2015. Package ‘permute.’
- 526 SONTER, L. J., D. HERRERA, D. J. BARRETT, G. L. GALFORD, C. J. MORAN, and B. S. SOARES-
527 FILHO. 2017. Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. Nat.
528 Commun. 8: 1–7. Available at: <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-017-00557-w>.
- 529 SPARK, W. 2020. Weather Spark. Available at: <https://pt.weatherspark.com/y/30245/Clima->

530 característico-em-Paragominas-Brasil-durante-o-ano [Accessed May 17, 2021].

531 STRAUBE, F., H. C. AMBIENTAL, and G. BIANCONI. 2002. Sobre a grandeza e a unidade utilizada
532 para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. *Chiropt. Neotrop.* 8:
533 150–152.

534 SUDAM/PHCA. 1984. SUPERINTENDÊNCIA, DO DESENVOLVIMENTO DA
535 AMAZÔNIA. Projeto de hidrologia e Climatologia da Amazônia.

536 SYSTEM, G. I. 2021. Qgiz.org.

537 THE, T., R. S. PACKAGE, and A. R. C. TEAM. 2016. Package ‘ stats .’

538 TORRESANI, M., D. ROCCHINI, R. SONNENSCHNEIN, M. ZEBISCH, H. C. HAU, M. HEYM, H.
539 PRETZSCH, and G. TONON. 2020. Height variation hypothesis : A new approach for
540 estimating forest species diversity with CHM LiDAR data. 117.

541 TREVELIN, L. C., M. SILVEIRA, M. PORT-CARVALHO, D. H. HOMEM, and A. P. CRUZ-NETO. 2013.
542 Use of space by frugivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a restored Atlantic forest
543 fragment in Brazil. *For. Ecol. Manage.* 291: 136–143. Available at:
544 <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.013>.

545 TUCK, C. A.; XUN, S.; SINGERLING, S. A. 2017. Global iron ore production data; clarification
546 of reporting from the USGS. *Min. Eng. Mag.* Febr. 20–23.

547 WICKHAM, H. 2016. *ggplot2-Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer International
548 Publishing. Cham, Switz.

549 WOOD, S. N. 2017. *Generalized additive models: An introduction with R*, second edition.

550 WRIGHT, K. 2021. Package ‘ lattice .’

- 551 ZHANG, Z., and M. B. USHER. 1991. Dispersal of wood mice and bank voles in an agricultural
552 landscape. *Acta Theriol. (Warsz)*. 36: 239–245.
- 553 ZUUR, ALAIN; IENO, ELENA N.; SMITH, G. M. 2007. Analyzing ecological data.
- 554 ZORTÉA, MARLON; ALHO, CLEBER JR. Bat diversity of a Cerrado habitat in central
555 Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 4, p. 791-805, 2008.