



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

**MODELANDO MOVIMENTOS DE DISPERSÃO DO PAPAGAIO-
VERDADEIRO (*AMAZONA AESTIVA*, *PSITTACIFORMES*) EM ESPAÇOS
URBANOS**

Paula Jezuíno de Carvalho

Orientador: Dr. Ricardo Bomfim Machado

Brasília/DF

Novembro de 2019



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**MODELANDO MOVIMENTOS DE DISPERSÃO DO PAPAGAIO-
VERDADEIRO (*AMAZONA AESTIVA*, *PSITTACIFORMES*) EM ESPAÇOS
URBANOS**

Paula Jezuíno de Carvalho

Orientador: Dr. Ricardo Bomfim Machado

Dissertação de mestrado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em Ecologia
como requisito para obtenção do título de
Mestre em Ecologia.

Brasília/DF

Novembro de 2019

62

64

66

68

70

72

74

76

78

80

82

84

86

“As canseiras dos tolos serão o seu tormento,
pois eles não conhecem o caminho da
cidade”

88

(Natalia Ginzburg)

90

92

Agradecimentos

94

Em primeiro lugar quero agradecer a minha mãe, Juliana Scafuto Jesuino e ao meu pai, Aloísio Mendonça de Carvalho, por todo o apoio que eles sempre me deram nos meus estudos. Pelos guerreiros que eles são e por tudo que eles fazem pelos filhos deles. Por todo o apoio financeiro (que não foi fácil) e pela paciência em emprestar tantas vezes um carro limpinho para a filha andar nas estradas de terra em plena seca no Cerrado. Mas principalmente pelo grande apoio emocional, carregado de atenção, presença, amor, cuidado, admiração, leveza, alegria e palavras preciosas. Meus caminhos nessa vida não teriam tanta qualidade sem essa família – incluindo meu irmão, Lucas Jesuino, perfeito sem defeito – que me ensina tanto sobre oferecer e sobre as relações humanas.

104

Ao meu orientador Prof. Dr. Ricardo Bomfim Machado (Pacheco) com suas ideias inovadoras, ousadas, radicais e muito inteligentes. Pela presença em praticamente todos os campos do meu mestrado, pelos lanches/almoço, pelas piadas, pela disponibilidade, pela paciência e por toda a orientação e parceria. O seu amor e dedicação pela profissão me inspirou muito e foi muito engrandecedor fazer parte dos seus projetos.

106

108

110

À um papagaio loro incrível, irresistível, líder e abridor de caminhos, Renato Oliveira Lopes da Rosa. Meu grande amigo e parceiro de aventuras há muitos anos. Que de melhor amigo, chato e rabugento, virou um namorado cheio de amor para dar. A vida sempre foi mais prazerosa e interessante ao seu lado. Obrigada pelo seu apoio todos os dias, por tudo que você me falou, pelas comidinhas e carinhos e pelas ajudas essenciais nesse mestrado.

112

114

116

Aos amigos simplesmente superpoderosos que entraram comigo no mestrado, Mariana, Laís, Alexandra, Taís, Jéssica, Giselle, Lucas (Cãozin) e Lucas (Jowzim)!!! Vocês com certeza foram o maior presente que eu recebi nesses dois anos. Aos amigos de laboratório Eduardo, Giselle, Romina, Ana e Sara por tantas conversas, pela alegria de

118

chegar no laboratório e encontrar vocês e pelo tanto que vocês se empenharam em
120 entender meu projeto e me ajudar com minhas uma milhão de dúvidas.

Aos mais maravilhosos moradores da minha nova casa, minha nova família, meus
122 irmãozinhos, Tâmara Jacinto e Alan Shivas. Que me deram casa, comida, roupa lavada,
terapia, consultorias de resoluções de problemas, amizade, amor, fé e força. Não tenho
124 nem palavras para dizer o quanto foi importante e gostoso estar com vocês esse ano. Amo
muito vocês.

126 Às minhas papagaias-verdadeiras, Renata Galletti e Fabiane Piana, que apesar de
longe estão todos os dias no meu coração e na minha mente, a amizade de vocês me
128 fortalece em qualquer caminho que eu sigo.

Aos membros da banca examinadora, Prof. Dr. Eraldo Aparecido e Prof. Dr.
130 Murilo Sversut por terem aceitado o convite e ao Programa de Pós-Graduação da
Ecologia pela oportunidade. Sou muito grata a todos os professores que fizeram parte da
132 minha trajetória na UnB, vocês em suas multiplicidades encheram meu corpo de riquezas,
de aulas, de experiências, de visões que ampliaram minha mente e meu coração diante do
134 mundo. Que eu possa de alguma forma, sempre retribuir ao nosso planeta toda a
capacitação que recebi nesse espaço, durante sete anos ao lado de vocês.

136 E por fim, mas não menos importante gostaria de agradecer ao CNPq pela bolsa
de estudos concedida durante os dois anos de mestrado e deixar claro que essa pesquisa
138 não seria possível sem o apoio financeiro dessa instituição. Assim, ressalto a importância
das instituições de fomento a pesquisa, como o CNPq e a CAPES, em toda sua força e
140 potência, para que o Brasil continue investindo em pesquisadores brasileiros e continue
avançando em tecnologia, ciência e inovação no país, pilares tão fundamentais para o
142 desenvolvimento da nação.

144 **Lista de Figuras**

146 Figura 1. Espectrograma da vocalização do chamado típico durante o voo de *Amazona*
148 *aestiva*. O eixo X representa o tempo em segundos das notas, o eixo Y a frequência
em quilohertz das notas e cores mais fortes representam maior intensidade do
canto.

150 Figura 2. Mapa de adequabilidade ambiental para *Amazona aestiva* no Distrito Federal,
Brasil. Os valores da escala variam entre 0 (menor adequabilidade) até 1(maior
152 adequabilidade). As principais áreas protegidas no DF, estão enumeradas de 1 a 3
na figura, representando: (1) ESEC-AE; (2) PNB/FLONA; e (3) RECOR/ JBB/
154 FAL.

Figura 3. Rotas de conectividade modeladas para *Amazona aestiva* entre áreas de destino
156 e origem no Distrito Federal, Brasil. Cada modelo representa o resultado de um
algoritmo de *LSCorridor*: MP = *Measured by Pixel*, MLmin, MLavg e MLmax =
158 *Measured by Landscape* para o mínimo, médio e máximo valor de pixel dentro de
um raio, respectivamente. A escala de cores, representada por RSFI (*Route*
160 *Selection Frequency Index*), mostram o valor de rotas passando por um pixel,
variando de 1 (uma rota) a 200 (todas as rotas). As áreas protegidas enumeradas
162 representam as áreas de origem e destino das rotas, são elas: 1 - ESEC-AE, 2 -
PNB/FLONA, e 3 - RECOR/ JBB/ FAL. Os pontos pretos representam os locais
164 com presença confirmada de *A. aestiva* e os pontos brancos, os locais sem
detecção da espécie.

166

Lista de Tabelas

168

Tabela 1. Porcentagem da contribuição relativa de cada variável usada no mapa de adequabilidade gerado com *Maxent*, para *Amazona aestiva* no Distrito Federal, Brasil.

170

172

Tabela 2. Distância média, em metros, dos pontos amostrais para as rotas potenciais de *Amazona aestiva* no Distrito Federal, Brasil. Ausência ou presença são referentes a confirmação ou não da espécie nos pontos amostrados com gravadores digitais automáticos.

174

176

Tabela 3. Relação entre as variáveis respostas escolhidas para caracterizar cada modelo (algoritmo) e a heterogeneidade espacial medida com o índice de Shannon. A coluna escala representa a área de cada célula para três tamanhos de grade para extrair os valores de heterogeneidade e de rotas simuladas no Distrito Federal, Brasil. Valores de p menores que 0,05 representam diferenças significativas.

178

180

182

Sumário

184

	Resumo	10
186	Abstract	12
	Introdução	14
188	Métodos	20
	<i>Área de estudo</i>	20
190	<i>Papagaio-verdadeiro (Amazona aestiva).....</i>	22
	<i>Variáveis preditivas para a adequabilidade ambiental</i>	23
192	<i>Mapa de adequabilidade ambiental</i>	24
	<i>Modelagem das rotas potenciais</i>	26
194	<i>Avaliação das rotas potenciais.....</i>	29
	<i>Análises de heterogeneidade da matriz.....</i>	31
196	Resultados	33
	<i>Mapa de adequabilidade ambiental</i>	33
198	<i>Modelagem e avaliação das rotas potenciais</i>	35
	<i>Heterogeneidade da matriz</i>	37
200	Discussão	40
	<i>Mapa de adequabilidade ambiental</i>	40
202	<i>Modelagem e avaliação das rotas potenciais</i>	41
	<i>Heterogeneidade da matriz</i>	44
204	<i>Aplicações do estudo no manejo ambiental</i>	46
	Considerações Finais.....	47
206	Referência Bibliográfica	49
	Anexos.....	63
208	Anexo I – Tabela de descrição das localidades de amostragem com gravadores digitais automáticos para detecção de <i>Amazona aestiva</i> na matriz urbana e peri- urbana do Distrito Federal, Brasil.....	63
210	Anexo II – Modelagem das rotas de conectividade para <i>Amazona aestiva</i> entre áreas protegidas no Distrito Federal, para os quatro algoritmos feitos em LSCorridor (MP, 212	

214	MLmin, MLavg, MLmax), mostrando os três métodos utilizados para traçar um eixo central a partir das múltiplas rotas potenciais.....	65
216	Anexo III – Grades com valores do índice de heterogeneidade da matriz espacial do Distrito Federal, Brasil, representado pelo índice de Shannon-Weaver, para os três tamanhos de escalas testadas.....	69
218		
220		

222 **Resumo**

Urbanização é um problema crescente em todo o planeta. Cada vez mais as populações
224 têm se concentrado nas cidades, causando aumento na demanda de espaço e energia. O
gerenciamento das cidades representa um problema complexo a ser enfrentado, pois as
226 decisões afetam a vida de muitas pessoas. Porém, as áreas urbanas também podem ser
uma grande oportunidade para manter a biodiversidade regional, desde que uma grande
228 quantidade de espécies consiga se adaptar a esses espaços e compartilhar o ambiente com
os seres humanos. Essa situação pode ser uma realidade em cidades mais novas, em que
230 áreas ainda não ocupadas podem ser manejadas de forma a manter a biodiversidade
existente. Nesse trabalho avaliamos como as espécies se adaptam à urbanização e, nesse
232 sentido, usamos como modelo o papagaio-verdadeiro (*Amazona aestiva*), uma espécie
nativa e presente na cidade de Brasília (Distrito Federal) no Brasil Central. Baseado em
234 um mapa de adequabilidade ambiental, modelamos rotas potenciais de dispersão para os
papagaios entre remanescentes de áreas naturais imersos na cidade. Testamos se (1) as
236 rotas potenciais de dispersão tendem a passar próximas dos locais de ocorrência da
espécie e (2) se os movimentos potenciais são mais orientados na matriz mais homogênea
238 (menos variação de rotas potenciais) do que na matriz mais heterogênea (mais variação
de rotas potenciais). A primeira hipótese foi testada com a instalação de gravadores
240 digitais automáticos em 30 diferentes pontos distantes do eixo principal das rotas
potenciais. Esperamos que os pontos com detecção da vocalização da espécie estarão
242 mais próximos das rotas potenciais do que pontos sem detecção da espécie. A segunda
hipótese foi testada correlacionando o índice de diversidade de Shannon-Weaver, como
244 um indicador da heterogeneidade da matriz, com diferentes métricas que caracterizam as
rotas potenciais. Essa correlação foi examinada em diferentes escalas espaciais,
246 representadas em grades com células de 1km², 9km² e 36km². Nossos resultados sugerem

que para pelo menos uma das modelagens feitas, as rotas potenciais passaram por pontos
248 com a presença confirmada dos papagaios. Para a hipótese 2, encontramos uma relação
significativa entre as rotas potenciais com a heterogeneidade espacial para a escala mais
250 fina (grade de 1km²). De um modo geral, os deslocamentos com pouca variação espacial
(mais orientados) foram observados em regiões com menor heterogeneidade espacial
252 (como nas áreas nativas) e com maior variação espacial (menos orientados) na matriz
urbana. Os resultados obtidos permitem o desenvolvimento de diferentes estratégias de
254 manejo de ambientes naturais na malha urbana ou peri-urbana, pois o manejo da
heterogeneidade espacial pode ajudar a orientar os deslocamentos das espécies entre áreas
256 desejadas e áreas a serem evitadas.

258 **Palavras chave:** Dispersão, Aves, Urbanização, Conectividade, Corredor, Cerrado

260

Abstract

262

Urbanization is a growing problem anywhere in the world. Lately, the human population
264 is concentrated in cities demanding more space and energy. Cities management represents
a problem difficult to manage since decisions can affect millions and millions of people.
266 Nevertheless, urban areas can also be an excellent opportunity to maintain biodiversity,
since several species can adapt to them and live with us. That might be true for young
268 cities, where unoccupied spaces can be managed to maintain biodiversity. Here we assess
how species adapted to urban areas, such as the Turquoise-fronted Amazon (*Amazona*
270 *aestiva*), potentially uses the urban spaces and how they can cross an urban matrix to
disperse between remaining native areas. We tested if (1) potential dispersal routes would
272 tend to be located near areas with occurrence of the species and (2) if the movement
would be more oriented in a homogeneous matrix (few variation in potential routes) than
274 in heterogeneous one (more variation in potential routes). Based on a habitat suitability
map, we modeled the potential dispersal routes on the Brasilia city in Central Brazil. We
276 tested the location of potential routes by installing automatic digital recorders in 30 points
at different distances from the central axis of the corridors, expecting that points with the
278 presence of the Turquoise-fronted amazon would be closer to the potential routes than
points without the species. We tested our second hypothesis by correlating Shannon's
280 diversity index, a proxy to the spatial heterogeneity, with different metrics that
characterize the potential routes. We examined such relationships at different spatial
282 scales. Our results suggest that for at least one of the simulation models, the routes passed
near points with the confirmed presence of the parrots, showing the possibility of
284 modeling dispersal routes. For hypothesis 2, we found a significant relationship between
the potential routes and the spatial heterogeneity for the smaller scale (1 km² grid). In
286 general, displacements with little spatial variation (more oriented) were observed at the

more homogeneous areas (as in the natural ecosystems). Routes with more spatial
288 variation (less oriented) were observed in the urban matrix. The obtained results allow
the development of different strategies of natural environment management in the urban
290 or peri-urban matrix because the management of spatial heterogeneity can help to guide
the displacement of species between desired areas and areas to be avoided.

292 **Keywords:** Dispersal, Birds, Urbanization, Connectivity, Corridors, Savanna

294 **Introdução**

296 A urbanização é um problema severo para os ambientes em todo o planeta e vem
crescendo de forma acelerada nas últimas décadas. Atualmente 55% da população
humana vive em cidades e previsões indicam que até 2050 esse valor terá aumentado para
298 68% (UN, 2019). Os centros urbanos demandam abastecimentos constantes de comida,
água, energia, além de diversos materiais para sua manutenção e ampliação (Myers, 1994;
300 Seto *et al.*, 2012). Os impactos das cidades também vão além desses espaços, pois geram
aumento nas atividades de mineração, agricultura, pastagens, entre outros (Stedman-
302 Edwards, 1997). Além disso, diversas cidades estão localizadas nos *hotspots* globais de
biodiversidade, *i.e* locais com alto endemismo de espécies e fortemente ameaçadas por
304 atividades humanas (Cincotta *et al.*, 2000; Myers *et al.*, 2000; Luck, 2007). Hoje, as áreas
urbanas cobrem cerca de 5% da superfície do planeta e estão expandindo em taxas médias
306 duas vezes maiores do que o crescimento populacional (Angel *et al.*, 2011; Aronson *et al.*,
et al., 2014). Projeções indicam que as áreas urbanas terão uma expansão de mais de 200%
308 nos *hotspots* de biodiversidade até 2030 (Seto *et al.*, 2012). Entre os principais impactos
locais das cidades, podemos citar a mudança na cobertura vegetal, que causa perda e
310 fragmentação dos habitats nativos e a introdução de espécies exóticas, que somadas
podem causar a extinção local de espécies nativas (Pimm *et al.*, 2000; Pimm *et al.*, 2006;
312 Hahs *et al.*, 2009; Williams *et al.*, 2009; Seto *et al.*, 2012; Aronson *et al.*, 2014). A
mudança da cobertura vegetal e a redução da produtividade primária também geram
314 aumento da emissão de carbono na atmosfera, podendo ter impactos no clima a nível
global (Kalnay & Cai, 2003; Seto *et al.*, 2012).

316 Quanto aos problemas locais causados pela urbanização, as mudanças na
cobertura e uso do solo transformam as paisagens de forma irreversível e abrupta ao criar
318 habitats totalmente diferentes dos que ali existiam (Seto *et al.*, 2011). Esse processo

resulta em um mosaico único de habitats dominados por seres humanos, composto de
320 áreas residenciais, comerciais, industriais, rurais e áreas verdes alteradas e/ou
implementadas (Cadenasso *et al.*, 2007; Davis *et al.*, 2012; Zhou *et al.*, 2017). Como
322 consequência temos novas paisagens com alto grau de heterogeneidade espacial,
formadas por gradientes que começam em habitats semi-naturais e vão até habitats
324 completamente antropizados (McDonnell & Pickett, 1990; Rebele, 1994; Breuste *et al.*,
2008). Essas características dos ambientes urbanos acabam reduzindo a conectividade da
326 paisagem, gerando isolamento das populações de espécies nativas. A conectividade da
paisagem pode ser definida como o grau em que ela facilita ou impede o movimento dos
328 indivíduos ou dos genes entre manchas de recursos (Taylor *et al.*, 1993; Tischendorf &
Fahrig, 2000). Manchas de habitat ou manchas são áreas com recursos e condições
330 adequadas para a persistência de uma espécie. Os ambientes inadequados para a espécie
que circundam e separam essas manchas, são chamados de habitat-matriz ou matriz
332 (Ricklefs, 2001). A conectividade da paisagem é espécie-específica e pode ser estudada
de acordo com a interação entre a estrutura da paisagem e o comportamento das espécies
334 (Goodwin, 2003).

A redução dos ecossistemas naturais em manchas menores e isoladas por matrizes
336 urbanas pode impedir a movimentação dos animais nativos ao aumentar riscos como
morte por ação humana, morte por animais domésticos, *i.e* cachorros e gatos,
338 atropelamentos, entre outros (Stephens *et al.*, 2007; LaPoint *et al.*, 2015). A interrupção
do movimento, além de atuar na sobrevivência de indivíduos, pode gerar impactos em
340 diferentes escalas ecológicas como na transferência de genes nas dinâmicas
populacionais, na distribuição das espécies e no funcionamento dos ecossistemas (Jeltsch
342 *et al.*, 2013). Compreender e promover a conectividade das paisagens, tornou-se uma
prioridade de conservação global para reduzir os impactos humanos na biodiversidade

344 nativa das cidades (Crooks & Sanjayan, 2006; Lepczyk *et al.*, 2017). Porém, quantificar
a conectividade funcional da paisagem para uma espécie é um desafio pelas incertezas
346 sobre os efeitos da paisagem na movimentação e pelo conhecimento limitado sobre a
capacidade de dispersão dos animais (Cushman *et al.*, 2013; McRae, *et al.*, 2013). Para
348 lidar com isso, muitos estudos de conectividade da paisagem geram modelos de rotas
potenciais das espécies a partir de uma superfície de resistência (Spear *et al.*, 2010). Uma
350 boa superfície de resistência deve levar em conta dados empíricos dos movimentos de
dispersão dos indivíduos (e.g., Spear *et al.*, 2010; Elliot *et al.*, 2014) ou dados genéticos
352 (Cushman *et al.*, 2006; Braunisch *et al.*, 2010; Castillo *et al.*, 2014). Na falta desses
dados, os estudos utilizam opinião de especialistas (e.g., Zeller *et al.*, 2012; Puyravaud *et*
354 *al.*, 2016) ou modelos de adequabilidade de hábitat para estimar a resistência de uma
paisagem (e.g., Poor *et al.*, 2012; Khosravi *et al.*, 2018). A vantagem de se utilizar
356 modelos de adequabilidade é que com apenas pontos de ocorrência das espécies é possível
projetar localidades mais prováveis para sua ocorrência, podendo se construir mapas de
358 distribuição das espécies com poucas informações. Além disso, poucos estudos de
conectividade da paisagem consideram a influência da heterogeneidade da matriz nos
360 organismos (Devictor & Jiguet 2007; Umetsu *et al.* 2008; Prevedello & Vieira 2010).
Entender como as espécies lidam com a heterogeneidade da matriz urbana, pode ser
362 fundamental para conservação das comunidades de vertebrados nas paisagens
fragmentadas (Ferraz *et al.*, 2012).

364 De modo geral, estudos que avaliam aspectos ecológicos da conectividade das
paisagens urbanas para espécies nativas são voltados em sua maioria para mamíferos de
366 grande porte (*i.e* acima de 1kg) (LaPoint *et al.*, 2015). Pequenos vertebrados,
invertebrados e plantas são grupos bem menos estudados (mamíferos > aves >
368 invertebrados > plantas > répteis > anfíbios > peixes) (LaPoint *et al.*, 2015). Cidades em

países desenvolvidos também possuem consideravelmente mais estudos de conectividade
370 da paisagem urbana do que cidades de países em desenvolvimento (p. ex. EUA e Canadá
- 78 estudos; América do Sul - 5 estudos) (LaPoint *et al.*, 2015). Apesar disso, cidades
372 novas podem ser planejadas para manter um número expressivo de espécies nativas,
equilibrando o bem-estar das pessoas com a sustentabilidade do meio ambiente (Barton
374 & Pretty, 2010). Mesmo considerando todos os impactos e ameaças causadas pela
urbanização na vida silvestre, as cidades podem atuar como centros de engajamento das
376 pessoas sobre o valor dos processos biológicos, da biodiversidade nativa, do
funcionamento dos ecossistemas e dos serviços ambientais por exemplo (Aronson *et al.*,
378 2014; Ives *et al.*, 2016).

Brasília, a capital do Brasil foi projetada e construída no final dos anos 50, com a
380 decisão do governo em criar um novo centro político e administrativo. Inicialmente
planejada para meio milhão de pessoas, a cidade experimentou um rápido crescimento
382 para cerca de 3 milhões de habitantes. Essa ocupação acabou causando uma degradação
significativa dos ecossistemas naturais da região, que são caracterizados por mosaicos
384 complexos de formações campestres, savânicas e florestais (Ribeiro & Walter, 1998). A
cidade está inserida no bioma Cerrado, a savana mais diversa do globo (Klink &
386 Machado, 2005) e o segundo maior bioma Neotropical, considerado um importante
hotspot de biodiversidade (Myers *et al.*, 2000). Atualmente, os ecossistemas naturais de
388 Cerrado cobrem cerca de 33% de Brasília e entorno (MapBiomas, 2018), com três
principais áreas de proteção imersas na cidade. Muitos animais nativos, incluindo grandes
390 mamíferos (puma, tamanduá-bandeira, anta, capivara) e aves (ema, águia-chilena, arara-
canindé) podem ser vistos nas áreas protegidas e ocasionalmente atravessando a cidade.

392 O grupo dos psitacídeos (Psittaciformes) é composto por espécies consideradas
bem adaptadas aos espaços urbanos por apresentar características que as auxilia na

394 ocupação de paisagens heterogêneas (Green, 1984; Lowry & Lill, 2007, Davis, 2012). De
forma geral é um grupo com alta capacidade de mobilidade (Kinnaird *et al.*, 1996;
396 Graham, 2001; Renton, 2001), permitindo que ocupem e explorem ambientes sazonais.
Realizam grandes deslocamentos por dia (p. ex. *Amazona finschi*, 42 km, Salinas-
398 Melgosa, 2003) em busca de manchas de recursos na medida em que ficam disponíveis
no espaço e no tempo (Tubelis, 2009; Renton, 2001; De Araújo *et al.*, 2011). O grupo é
400 um dos mais diversos dentre as aves (> 330 espécies), sendo a maioria originária da
Austrália e da região Neotropical (Forshaw, 1989). Diversas espécies de psitacídeos
402 foram introduzidas e se estabeleceram em cidades do continente Europeu, na América do
Norte, no Japão, em Israel e na Nova Zelândia (Lever, 2005; Lambert *et al.*, 2009). Já
404 espécies nativas do Hemisfério Sul e da Austrália expandiram sua área de vida afim de
utilizar os recursos urbanos ou conseguiram permanecer na paisagem durante o processo
406 de urbanização (Davis, 2012).

Dentre as espécies de psitacídeos que ocorrem em Brasília, o papagaio-verdadeiro
408 (*Amazona aestiva*) (Linnaeus, 1758) (Psittaciformes, Aves) é uma ave nativa da América
do Sul (Brasil, Bolívia, Argentina e Paraguai) (Forshaw, 1989), habitante de regiões
410 tropicais, de florestas secas em regiões sub-tropicais e de savanas. Existem 30 espécies
de *Amazona*, todas da América Central e América do Sul, atualmente 20 delas estão
412 classificadas como ameaçadas (Criticamente Ameaçada, Ameaçada ou Vulnerável,
BirdLife International, 2016) devido a perda de habitats e tráfico de animais silvestres.
414 *Amazona aestiva* é o papagaio mais procurado pelo comércio ilegal de animais silvestres
no mundo, os registros de retirada dos ambientes naturais datam desde 1981 para
416 comercialização internacional (UNEP-WCMC, 2005).

Apesar disso o papagaio-verdadeiro ainda é uma espécie abundante e de
418 distribuição ampla, seu estado de ameaça é pouco preocupante, porém a população já

apresenta tendência ao declínio (BirdLife International, 2016). Mesmo sendo uma
420 espécie bastante popular, o papagaio é pouco estudado quanto aos seus aspectos
ecológicos (Forshaw, 1989; Seixas, 2009; De Araújo *et al.*, 2011), um problema diante
422 das pressões de perda de hábitat e do comércio ilegal (Forshaw, 1989; Snyder &
McGowan *et al.*, 2000) que acometem a espécie e o grupo. Em Brasília, pode ser vista
424 em pares ou grupos. A intensidade de movimentos de papagaios partindo das áreas
protegidas da cidade durante o início do dia e retornando no final do dia, parece estar
426 associado com os períodos de florescimento e frutificação, quando partem para explorar
jardins, parques e outra áreas verdes distribuídas pela cidade (RBM, obs. pess.). O fato
428 dos psitacídeos serem caracterizados por espécies facilmente visíveis, muito coloridos e
carismáticos, pode ser uma boa estratégia para atrair o interesse do público quanto a
430 importância da conservação da biodiversidade nas cidades (Butler, 2005; Guittar *et al.*,
2009; Davis, 2012). Neste estudo, utilizamos o papagaio-verdadeiro como um modelo
432 ecológico para entender aspectos da conectividade da matriz urbana de Brasília pela
perspectiva de uma espécie nativa.

434 Sabendo que algumas rotas de deslocamento são mais atrativas para os
organismos, por causa dos tipos de hábitat encontrados no caminho (Ricklefs, 2001), o
436 objetivo desse trabalho foi modelar rotas potenciais de conectividade para movimentação
de papagaios *Amazona aestiva* entre áreas naturais imersas em uma matriz urbana e peri-
438 urbana do Brasil central. Como base para as modelagens construímos um mapa de
adequabilidade ambiental para a espécie na área de estudo. E para testar o modelo feito
440 das rotas potenciais, relacionamos pontos de amostragem da espécie na matriz urbana e
peri-urbana com a modelagem. Além disso, relacionamos diferentes métricas que
442 caracterizam as rotas potenciais com a heterogeneidade da matriz urbana e peri-urbana,
representada pelo índice de diversidade de Shannon-Weaver. Esperamos que as rotas

444 potenciais estarão próximos de áreas exploradas pelos papagaios-verdadeiro dentro da
matriz urbana e peri-urbana (hipótese 1); e que a heterogeneidade da matriz terá
446 influência nas rotas potenciais da seguinte forma: em regiões mais homogêneas as rotas
serão mais orientadas (menor variação espacial de rotas potenciais) e em regiões mais
448 heterogêneas as rotas serão menos orientadas (maior variação espacial de rotas
potenciais) (hipótese 2).

450

Métodos

452

Área de estudo

454

As análises desse estudo foram feitas no Distrito Federal (DF) (15° 30'16" 00'S,
456 47°18'48"16"W), uma das Unidades Federativas do Brasil com 5.789,16 km² de área. A
cidade foi construída em 1960, com planejamento para sustentar aproximadamente 500
458 mil habitantes. Hoje, a população estimada é de 3 milhões de pessoas e a densidade é de
444.66 pessoas/km² (IBGE, 2019). O DF é formado basicamente por Brasília (a capital
460 do país), uma malha urbana planejada e bastante arborizada; por diversas cidades satélites
com processo de expansão desordenado; e por áreas rurais destinadas à agropecuária
462 situadas em grande parte do seu entorno. O DF faz parte do Planalto Central brasileiro,
possui superfícies planas ou pouco onduladas e altitudes entre 800 e 1.340 metros acima
464 do nível do mar. O clima é do tipo tropical (Koppen, Aw), com duas estações bem
definidas, um inverno seco (maio a setembro) e um verão chuvoso (outubro a abril). A
466 precipitação média anual varia entre 1100 e 1800 mm e as temperaturas médias anuais
variam entre 12.7 °C a 23.4 °C (INMET, 2019). O DF está situado no Centro-Oeste do
468 Brasil, na porção central do Cerrado, um bioma caracterizado por formar mosaicos de
campos, savanas com arbustos, savanas com árvores, florestas sazonais decíduas e

470 florestas sempre verdes nas margens de rios e lagos (Eiten, 1972; Ribeiro & Walter,
1998). A riqueza de aves do DF e entorno é expressiva, são 439 espécies (Negret *et al.*,
472 1984; Bagno & Marinho-Filho, 2001; Braz & Cavalcanti, 2001) ou 58% das aves do
Cerrado (Silva, 1995). Hoje, o DF possui cerca de 33% de remanescentes de vegetação
474 nativa (MapBiomes, 2018), concentrados principalmente em três grandes manchas
imersas na matriz urbana e peri-urbana. Nesse estudo, essas três manchas de Cerrado
476 foram determinadas como áreas essenciais para populações de *Amazona aestiva* (de
acordo com observações de especialistas) e são mantidas por diferentes categorias de
478 áreas de proteção ambiental.

A primeira área (Área 1) é a Estação Ecológica de Águas Emendadas (doravante
480 denominada como ESEC-AE) (15°33'38.2" S, 47°36'56.6" W) com 10.547 hectares,
localizada no extremo nordeste do DF. Duas bacias importantes da América Latina se
482 juntam nessa região em uma vereda com seis quilômetros de extensão. Também estão
presentes fitofisionomias de cerrado sentido restrito, campos sujos e matas de galeria
484 (ICMBIO & MMA, 2015). Com aproximadamente 20 quilômetros de distância no sentido
Oeste da ESEC-AE está a segunda área do estudo (Área 2), o Parque Nacional de Brasília
486 (doravante denominado como PNB) e a Floresta Nacional de Brasília (doravante
denominada como FLONA) (15°38'28" S, 48°01'15" W). Estão localizadas no Noroeste
488 do DF, com 42.389 hectares e 9.000 hectares, respectivamente. No PNB e na FLONA
existem diferentes tipos de vegetação do Cerrado, como campo rupestre, campo de
490 murundum, veredas, cerrado sentido restrito, cerradão, mata seca, mata de galeria
(IBAMA & FUNATURA, 1997). A terceira área (Área 3) é formada por um conjunto de
492 diferentes áreas protegidas contíguas: a Reserva Ecológica do Roncador (RECOR),
pertencente ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, a Estação Ecológica
494 do Jardim Botânico de Brasília (JBB), pertencente ao Instituto Brasília Ambiental –

IBRAM, e a Fazenda Água Limpa (FAL), pertencente à Universidade de Brasília. Essas
496 áreas em conjunto somam 15.000 hectares de Cerrado e estão a aproximadamente 20
quilômetros do PNB/FLONA e a 40 quilômetros da ESECAE. A região possui
498 fitofisionomias de cerrado sentido restrito, campos, veredas, matas de galeria (ICMBIO
& MMA, 2015).

500 Sabendo que as matrizes que separam as três áreas descritas possuem diferentes
tipos de uso do solo, aqui usamos os termos matriz urbana e matriz peri-urbana apenas
502 para fins descritivos da nossa área de estudo. As matrizes situadas entre as Áreas 1 e 2 e
entre as Áreas 1 e 3, estão dentro da região classificada como Zona Rural do DF em sua
504 maioria, por isso chamaremos essas regiões de matriz peri-urbana (SEDUH, 2007). Já a
matriz que separa as Áreas 2 e 3 está dentro da Zona Urbana do DF em sua maioria, sendo
506 assim, chamaremos de matriz urbana (SEDUH, 2007).

508 *Papagaio-verdadeiro (Amazona aestiva)*

510 O papagaio-verdadeiro ocorre tipicamente no Cerrado, Caatinga, Pantanal e
Chaco, biomas bastante heterogêneos e sazonais quanto a oferta de recursos alimentares
512 (Forshaw, 1989; Van Shaick *et al.*, 1993). *A. aestiva* é altamente móvel e se desloca
diariamente entre manchas de recursos (Seixas & Mourão, 2000; Renton 2001; Seixas,
514 2009). Assim como muitas espécies de psitacídeos, *A. aestiva* possui uma dieta
generalista, se alimentando principalmente de sementes, frutos e flores em diferentes
516 tipos de habitats (Seixas, 2009; De Araújo, 2011). Há registros da espécie utilizando
fitofisionomias de campo limpo, campo úmido, cerrado típico, cerrado denso e pastagens
518 durante suas atividades diárias (Seixas & Mourão, 2002). Apesar dos psitacídeos se
dispersarem em duplas ou pequenos grupos por grandes áreas para forrageamento, eles
520 se juntam em grupos maiores (p. ex. média de 504 indivíduos, Seixas, 2009) para dormir

e isso só é possível por meio da comunicação sonora de longa distância característica do grupo (Fernandez-Juricic, 1998; De Araújo *et al.*, 2011). Na ausência de grandes extensões de cerrado costumam procurar por manchas isoladas de formações florestais como locais de dormitório. Esse comportamento foi relatado para áreas de mata ciliar, pastagem exótica e agricultura no Pantanal (Seixas, 2009) e para áreas de plantio comercial de *Eucalyptus* sp. no Cerrado (Carrara *et al.*, 2007).

A espécie é bem adaptada as cidades, inclusive nos locais em que foi introduzida, como Stuttgart na Alemanha, em que uma população estabelecida desde 1984 consumiu ampla variedade de árvores na dieta, inclusive plantas não consumidas pelas aves locais (Martens *et al.*, 2013). O papagaio-verdadeiro utiliza cupinzeiros em árvores e cavidades de árvores mortas para fazer seus ninhos, esse comportamento já foi descrito em habitats de pastagem exótica com árvores isoladas, em planície alagável, em mata seca e em áreas antropizadas no Pantanal (Seixas, 2009). Em Brasília a espécie é vista fazendo ninhos em veredas, principalmente nas cavidades de Buritis (*Mauritia flexuosa*) mortos (RBM, obs. pess.).

536

Variáveis preditivas para a adequabilidade ambiental

538

Foram elaboradas sete variáveis preditivas contínuas para caracterizar os habitats de maior adequabilidade ambiental para a espécie no DF. As variáveis foram pensadas de forma a abranger os aspectos da história de vida da espécie dentro do espaço urbano. Primeiramente usamos o mapa de uso da terra produzido pelo Projeto MapBiomias (IPAM *et al.*, 2018) para criar quatro mapas binários do DF: um mapa de formações campestres; um mapa de formações savânicas, um mapa de formações florestais; e um mapa de áreas urbanas. Em cada mapa, usamos a função *distance* do pacote *raster* (Hijmans, 2019), no programa R (R Core Team, 2017) para gerar mapas de distância, *i.e* uma superfície de

546

valores contínuos a partir de cada tipo de hábitat. Com isso, geramos quatro mapas de
548 distância para representar quatro diferentes variáveis preditivas, *i.e* distância de campos,
distância de savanas, distância de florestas e distância de malhas urbanas. Essas quatro
550 variáveis foram escolhidas diante dos registros de ocorrência da espécie nas diferentes
formações de Cerrado, bem como nos espaços urbanos. A quinta variável foi uma imagem
552 retirada do *Landsat 8* (sensor OLI) representando o Índice de Vegetação da Diferença
Normalizada (NDVI), usado como indicador da biomassa da vegetação. A sexta variável
554 também foi uma imagem derivada do *Landsat 8* (sensor OLI) representando o cálculo da
razão das bandas 4 e 3, para destacar o contraste de áreas com vegetação de solos
556 expostos, rodovias e áreas urbanas. Essas duas variáveis foram escolhidas como um
representante das áreas verdes do DF. As duas em conjunto conseguem representar mais
558 áreas verdes no DF do que a presença de apenas uma das duas variáveis. As duas variáveis
derivadas de imagens do *Landsat 8* (sensor OLI) foram obtidas na página do Serviço
560 Geológico Norte Americano (USGS – <http://earthexplorer.usgs.gov>) e foram retiradas em
julho de 2017. A sétima e última variável usada foi um mapa de declividade do terreno,
562 representado em graus, derivado de um modelo de elevação digital feito por *Topodata*
Project (Valeriano & Rosetti, 2011). A variável topográfica foi utilizada como um
564 representante do comportamento da espécie de nidificar em encostas. Todos os arquivos
foram reamostrados para uma resolução espacial de 60 metros, projeção UTM (Universal
566 Transverse Mercarto, zona 23 S) em metros.

568 *Mapa de adequabilidade ambiental*

570 A partir das sete variáveis preditivas elaboramos um mapa de adequabilidade
ambiental para *A. aestiva* no DF. O mapa foi gerado com o algoritmo de máxima entropia,
572 no *software Maxent* versão 3.4.1 (Phillips *et al.*, 2006). O objetivo do algoritmo é

encontrar uma distribuição que considere a maior entropia possível dentro de certas
574 restrições (Phillips *et al.*, 2006). As restrições representam a falta de dados completos,
permitindo modelagens feitas com dados de somente presença e pseudo-ausências (locais
576 sem presenças observadas) das espécies para estimar sua potencial distribuição
geográfica (Phillips *et al.*, 2006). O *software* utiliza os valores das variáveis ambientais
578 preditivas em cada ponto de ocorrência confirmada para projetar no mapa as áreas de
maior adequabilidade.

580 Os dados de presença usados para gerar o mapa foram fornecidos pelo Laboratório
de Planejamento para Conservação do Departamento de Zoologia-UnB. Resumidamente,
582 os dados foram coletados entre 2013 e 2015, totalizando 100 pontos de amostragem, e 45
detecções de *A. aestiva* no DF. Para coleta dos dados, foram utilizados gravadores *Song*
584 *Meter 2* da *Wildlife Acoustics* dispostos em diversas áreas de Brasília, principalmente na
área do RECOR/JBB/FAL, PNB e Plano Piloto (a região central da cidade de Brasília).
586 Os arquivos gerados possuem taxa de amostragem de 48 MHz, áudio estéreo e 16 bits por
amostra, tendo sido gerados no formato *wave*. Para criar o mapa, dividimos os pontos de
588 presença em dois grupos, sendo 15% (sete) para teste do modelo de adequabilidade de
hábitat e 75% (38) para treino do modelo. Para obter resultados mais robustos, criamos
590 20 replicações usadas com a opção *bootstrap* do *Maxent*. Esse procedimento é geralmente
recomendado para modelar espécies com poucos pontos de presença (Phillips & Dudík,
592 2008), no final, a média do modelo produzido no *Maxent* é retida.

A qualidade do mapa de adequabilidade gerado foi testada com o índice de Boyce,
594 no pacote *ecospat* (Di Cola *et al.*, 2017) no R (R Core Team, 2017). O índice é uma
métrica utilizada para dados de somente presença e mede quanto um modelo difere de
596 distribuições randômicas de presenças observadas em um gradiente de predições (Hirzel
et al., 2006). Os valores gerados pelo teste variam entre -1 e 1, valores positivos indicam

598 predições de presença consistentes com presenças reais; valores próximos a zero indicam
que não há diferença entre o modelo gerado e o modelo randomizado; valores negativos
600 indicam predições contraditórias, em que localidades com presença real caem em áreas
com baixa adequabilidade para a espécie. Depois de produzir o mapa de adequabilidade,
602 usamos o pacote *raster* (Hijmans, 2019), no R (R Team Core, 2017) para inverter seus
valores e gerar um mapa de resistência para a movimentação de *A. aestiva* no DF. A
604 fórmula usada para cálculo do mapa de resistência foi $\text{Novo}_{\text{valor}} = 1 - (\text{valor_pixel} / \max(\text{valor_pixel}))$. Assim, as áreas com maior adequabilidade ambiental seriam aquelas com
606 menor resistência ao deslocamento e as áreas com menor adequabilidade seriam aquelas
com maior resistência ao deslocamento da espécie.

608

Modelagem das rotas potenciais

610

Usamos o *software LandScape Corridors – LSCorridors* (Ribeiro *et al.*, 2017)
612 para modelar rotas de dispersão entre as três principais manchas de Cerrado imersas no
DF já descritas. O programa utiliza linguagem *Python* e o *software GRASS GIS*
614 (*Geographic Resources Analysis Support System*) (GRASS Development Team, 2017)
para carregar e armazenar dados (Neteler *et al.*, 2012). *LSCorridors* modela múltiplas
616 rotas entre uma dupla de origem e destino e, difere de outros programas por incorporar
parâmetros que simulam a percepção animal em sua modelagem (Ribeiro *et al.*, 2017).
618 Como dados de entrada, dois mapas *rasters* são exigidos, o de resistência da paisagem e
outro indicando os pixels com as áreas de origem e destino a serem conectadas. As três
620 manchas, *i.e* Área 1, Área 2 e Área 3, foram classificadas como origem e destino dos
papagaios no DF. Assumimos que eles podem se mover partindo da Área 1 para chegar
622 na Área 2 durante suas atividades diárias, e vice-versa, o mesmo para cada dupla de 1 a
3.

624 Os dois parâmetros de percepção animal disponíveis no *LSCorridor* são
variabilidade e escala. A variabilidade é um valor unitário que adiciona estocasticidade
626 na superfície de custo fornecida. Quanto maior os valores de variabilidade, maior a
estocasticidade em cada simulação dos múltiplos corredores. Espécies especialistas
628 seriam mais bem representadas por valores menores de variabilidade e espécies
generalistas por valores maiores. Já a escala é uma métrica fornecida em metros e
630 corresponde ao raio de influência da paisagem na espécie. O valor da escala indica ao
programa quantos pixels adjacentes serão considerados no cálculo das rotas. Quanto
632 maior o valor da escala, maior a influência da paisagem no organismo. É sugerido que o
tamanho da escala seja definido de acordo com a capacidade de movimentação da espécie
634 ou da sua área de vida (Ribeiro *et al.*, 2017).

Quatro algoritmos são oferecidos pelo *LSCorridor* como forma de abranger as
636 diferentes especificidades das espécies bem como a variação de sensibilidade de uma
mesma espécie em uma paisagem alterada (Ribeiro *et al.*, 2017). Para isso, os algoritmos
638 utilizam os parâmetros da percepção animal de formas diferenciadas. O primeiro e mais
simples dos algoritmos é o MP (*Measures by Pixel*) que considera um pixel de cada vez
640 em suas simulações, descartando a escala, *i.e.*, a influência da paisagem, utilizando apenas
a variabilidade. Para incorporar a variabilidade no algoritmo MP, a cada simulação das
642 múltiplas rotas é criado um novo mapa *raster* derivado da multiplicação dos valores do
mapa de resistência por um valor randômico dentro do intervalo $[1, x + 1]$, sendo x o valor
644 de variabilidade escolhido. Os outros três algoritmos, chamados ML (*Measures by
Landscape*), incluem além da variabilidade, o valor da escala. Nesses algoritmos, todos
646 os pixels adjacentes ao pixel de origem, aqueles que estão dentro da escala fornecida, são
alterados para os valores de mínima (MLmin), média (MLavg) e máxima (MLmax)
648 resistência entre eles. Cada mapa *raster* criado por simulação, multiplica o valor gerado

pela fórmula de variabilidade descrita em MP, pelos novos valores do mapa de
650 resistência. Quanto maior o valor da escala fornecido, um maior número de pixels serão
alterados diminuindo a heterogeneidade da matriz. MLmin pode representar melhor
652 espécies generalistas, pois diminui os valores de resistência da matriz e as rotas potenciais
tendem a ser mais retas entre dois pontos. MLavg e MLmax também diminuem a
654 heterogeneidade da matriz, porém de forma menos abrupta, tendendo as rotas mais
tortuosas, podem ser mais adequadas para espécies especialistas (Ribeiro *et al.*, 2017).

656 Optamos por um valor de variabilidade igual a 15, pois a espécie é considerada
generalista quanto à sua dieta e quanto aos diferentes tipos de habitats em que ela ocorre
658 (Forshaw, 1989; Seixas & Mourão, 2002; Seixas, 2009; Martens *et al.*, 2013). Para a
escolha da escala, foi observado que *A. aestiva* pode realizar grandes movimentações em
660 diferentes ambientes ao longo do dia (Sick, 1985; Gilardi & Munn, 1998). Como na
literatura não há informação da área de vida e/ou deslocamento diário de *A. aestiva*, outras
662 espécies de *Amazona* ou papagaios de tamanho e peso corporal similares foram tidas
como base para escolha da escala. Em uma floresta tropical úmida no México,
664 *Rhynchopsitta terrisi* apresentou área de vida de até 12.379 ha durante a estação
reprodutiva e sua movimentação média chegou a 26,82 km por dia (Ortiz-Maciel *et al.*,
666 2010). Em uma floresta tropical seca na República Dominicana, *A. ventralis* apresentou
4.884 ha de área de vida, porém, após a ocorrência de um furacão sua área de vida
668 aumentou para 15.490 ha em busca de recursos (White *et al.*, 2005). Pensando que, em
uma paisagem urbana, *A. aestiva* pode necessitar de grandes movimentações, utilizamos
670 um valor de escala alto (500 metros), quase seis vezes o valor de resolução dos mapas
rasters. O programa também permite escolher para cada algoritmo (MP, MLmin, MLavg
672 e MLmax), a quantidade de simulações de rotas que serão feitas entre cada par de origem
e destino, gerando as múltiplas rotas potenciais. Utilizamos o valor de 100 simulações

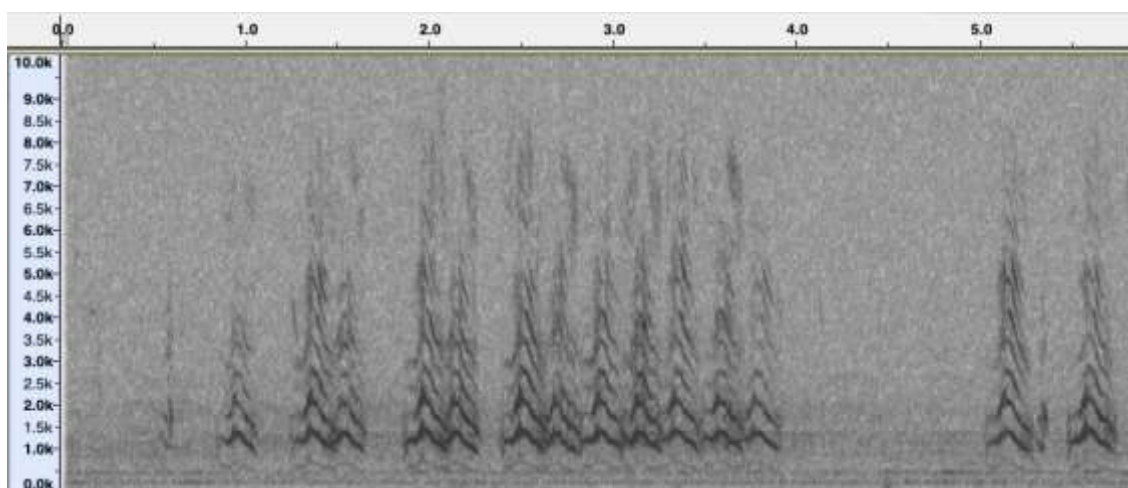
674 por algoritmo, como indicado por Ribeiro e colaboradores (2017). Como resultado
675 *LSCorridors* gera um mapa *raster* para cada algoritmo, com as múltiplas rotas entre todas
676 as áreas. O mapa é apresentado em um Índice de Frequência de Seleção de Rota (*Route
677 Selection Frequency Index – RSFI*), indicando quantas vezes cada pixel foi incluído nas
678 simulações realizadas (Ribeiro *et al.*, 2017). Assim, os valores dos pixels nos mapas
679 resultantes variaram de 1 (uma única rota passando por pixel) até 200 (todas as rotas
680 passando no mesmo pixel, somando ida e volta).

Avaliação das rotas potenciais

682

683 Para avaliar a robustez das rotas potenciais, feitas em *LSCorridor*, elencamos 30
684 pontos de amostragem na matriz urbana e peri-urbana que separa as áreas de origem e
685 destino dos papagaios. Com imagens do Google Earth, foram determinados dez pontos
686 entre cada par de áreas: entre as Áreas 1 e 2 (ESEC-AE e RECOR/JBB/FAL); entre as
687 Áreas 2 e 3 (PNB/FLONA e RECOR/JBB/FAL); e entre as Áreas 1 e 3 (ESEC-AE e
688 RECOR/JBB/FAL (ver Anexo I, Tabela 4 para descrição de cada unidade amostral). Os
689 pontos amostrais foram escolhidos de forma a abranger diferentes tipos de hábitat, desde
690 remanescentes de vegetação nativa a áreas pavimentadas com muitas edificações e poucas
691 árvores isoladas. Utilizamos um método de amostragem passiva para detectar a presença
692 de *A. aestiva* nas localidades. Foi fixado um gravador *AudioMoth* 1.1.0 por ponto
693 amostral. Os gravadores foram programados para gerar arquivos no formato *wave*, com
694 taxa de amostragem de 48 KHz e 16 bits por amostra. Os áudios foram feitos entre 6 e 12
695 horas no período matutino e entre 14 e 18 horas no período vespertino, buscando abranger
696 o período de atividade da espécie. Durante as horas de gravação, áudios de cinco minutos
697 eram feitos a cada pausa de dez minutos. Os gravadores funcionaram durante dois dias
698 consecutivos por ponto amostral. Esse procedimento foi repetido uma vez por mês entre
699 maio e agosto de 2018.

700 A detecção da espécie nos arquivos foi feita no programa RAVEN PRO, versão
1.5.0 (www.birds.cornell.edu/raven). O *software* desenvolvido pelo Laboratório de
702 Ornitologia da Universidade de Cornell – NY, oferece visualização, medição e análise de
áudios. O programa foi utilizado para gerar os espectrogramas dos arquivos de áudio
704 (transformação discreta de Fourier, janela do tipo Hann e com tamanho de amostra
definido em 1024), para busca visual e auditiva, pela vocalização de *A. aestiva*. Dentre
706 os diferentes tipos de vocalização de *A. aestiva*, o chamado típico durante o voo, possui
frequência média de 1 kHz a 5 kHz e notas em torno de 3 segundos, geralmente emitidas
708 em série (Fernández-Juricic, 1998) (Figura 1).



710
712 Figura 1: Espectrograma da vocalização do chamado típico durante o voo de *Amazona aestiva*. O eixo X representa o tempo em segundos das notas, o eixo Y a frequência em quilohertz das notas e cores mais fortes representam maior intensidade do canto.

714

Para testar se a presença de *A. aestiva* estava associada com a proximidade das
716 rotas potenciais (hipótese 1), criamos mapas de distância entre os pontos amostrais e os
eixos centrais das rotas simuladas. Esperamos que os pontos amostrais com presença do
718 papagaio estarão mais próximos dos eixos das rotas potenciais do que os pontos amostrais
sem detecção da espécie. Primeiro usamos a função *transition* do pacote *gdistance* (Van

720 Etten, 2018) no R (R Team Core, 2017) para criar um mapa de transição em cada rota. Cada pixel do mapa de transição recebeu um valor inversamente proporcional à sua
722 frequência de seleção durante as simulações feitas no *LSCorridor*. Isso significa que pixels com alta frequência de seleção em uma rota receberam um valor baixo no mapa de
724 transição, permitindo o movimento entre as áreas. Baseado no mapa de transição, usamos a função *shortestPath* no *gdistance* para traçar rotas únicas a partir das múltiplas rotas
726 potenciais. Considerando que os animais também se movimentam por rotas alternativas (Theobald, 2006), usamos três formas para calcular a distância dos pontos com gravadores até o eixo das rotas potenciais. Do total de rotas simuladas para cada par de
728 origem e destino (*i.e* RSFI = 200), foi traçada uma única rota passando pelos pixels com (1) maior RSFI, (2) menor RSFI e (3) intercalando trechos com menor e maior RSFI. A
730 distância média entre cada ponto amostral com a rota resultante de cada um dos três métodos e para cada algoritmo de *LSCorridor* (MP, MLmin, MLavg e MLmax) foi
732 calculada em metros com a função *distance* e os valores foram extraídos com a função *extract* do pacote *raster* (Hijmans, 2019) no R (R Team Core, 2017). Testamos a normalidade dos valores de distância extraídos com o teste de Shapiro-Wilk. Uma vez
734 que o teste foi significativo para a maioria dos resultados ($p < 0.05$), demonstrando que os dados não seguem uma distribuição normal, usamos o teste não paramétrico de Wilcoxon
736 em todos os cálculos. O teste de Wilcoxon para medidas pareadas foi feito para verificar se pontos com presença de *A. aestiva* tinham a tendência de estarem mais próximos do
738 eixo das rotas potenciais do que os pontos sem detecção.
740

742 *Análises de heterogeneidade da matriz*

744 Por fim testamos se as rotas potenciais feitas em *LSCorridors* são influenciadas pela heterogeneidade espacial da matriz urbana (hipótese 2). Para isso correlacionamos o

746 índice de heterogeneidade da matriz na área de estudo, com diferentes métricas que
caracterizam as rotas potenciais. Esperamos que as múltiplas rotas potenciais vão tender
748 a linhas mais estreitas (mais orientadas, maior RSFI) nas áreas homogêneas e linhas mais
dispersas (menos orientadas, menor RSFI) nas áreas heterogêneas. Para essa análise,
750 primeiro usamos o mapa de uso da terra do Distrito Federal disponibilizado pelo Projeto
MapBiomas (IPAM *et al.*, 2018). Uma vez que o mapa de uso da terra apresentou-se
752 muito “pixelado”, ou seja, com vários pixels isolados em algumas regiões, aplicamos um
filtro de mediana com janela de 5x5 células para atenuar esse efeito. Esse procedimento
754 foi feito com o uso da função *focal* do pacote *raster* (Hijmans, 2019). Para calcular a
heterogeneidade da matriz em cada porção do DF e em diferentes proporções criamos
756 grades com três escalas espaciais diferentes (células de 1x1 km², 3x3 km² e 6x6 km²)
(Anexo III). As grades foram geradas com o pacote *sf* (Pebesma, 2018) do R (R Team
758 Core, 2017) e a função *lsm_l_shdi* do pacote *landscapemetrics* (Hesselbarth *et al.*, 2019)
foi usada para calcular o índice de heterogeneidade da matriz em cada célula. Utilizamos
760 o índice de diversidade de Shannon-Weaver como representante da heterogeneidade da
matriz espacial. O índice considera a riqueza dos diferentes tipos de habitats na paisagem
762 e a proporção da área ocupada por cada um deles. Quanto maior a quantidade de habitat
em diferentes proporções, maior o valor do índice, ou seja, mais heterogênea a paisagem.

764 Para caracterizar o padrão de orientação das rotas potenciais, utilizamos três
métricas. As métricas foram feitas considerando os valores da frequência de seleção de
766 pixels das rotas simuladas no *LSCorridor* para cada tamanho de grade e para cada
algoritmo (MP, MLmin, MLavg, MLmax). Foram elas: o número de pixels com rotas
768 simuladas por célula (aqui referido como ‘Soma’); o valor da mediana dos pixels com
rotas simuladas por célula (aqui referido como ‘Mediana’); e o valor máxima dos pixels
770 com rotas simuladas por célula (aqui referido como ‘Máxima’). Usamos um teste de

correlação entre as três métricas com a função *cor* no programa R (R Team Core, 2017)
772 para cada tamanho de grade e para cada algoritmo de *LSCorridor*. Por fim utilizamos uma
GLM (*Generalized Linear Model*) para correlacionar a heterogeneidade da matriz (índice
774 de Shannon) das três escalas espaciais com as três métricas das rotas potenciais.

776

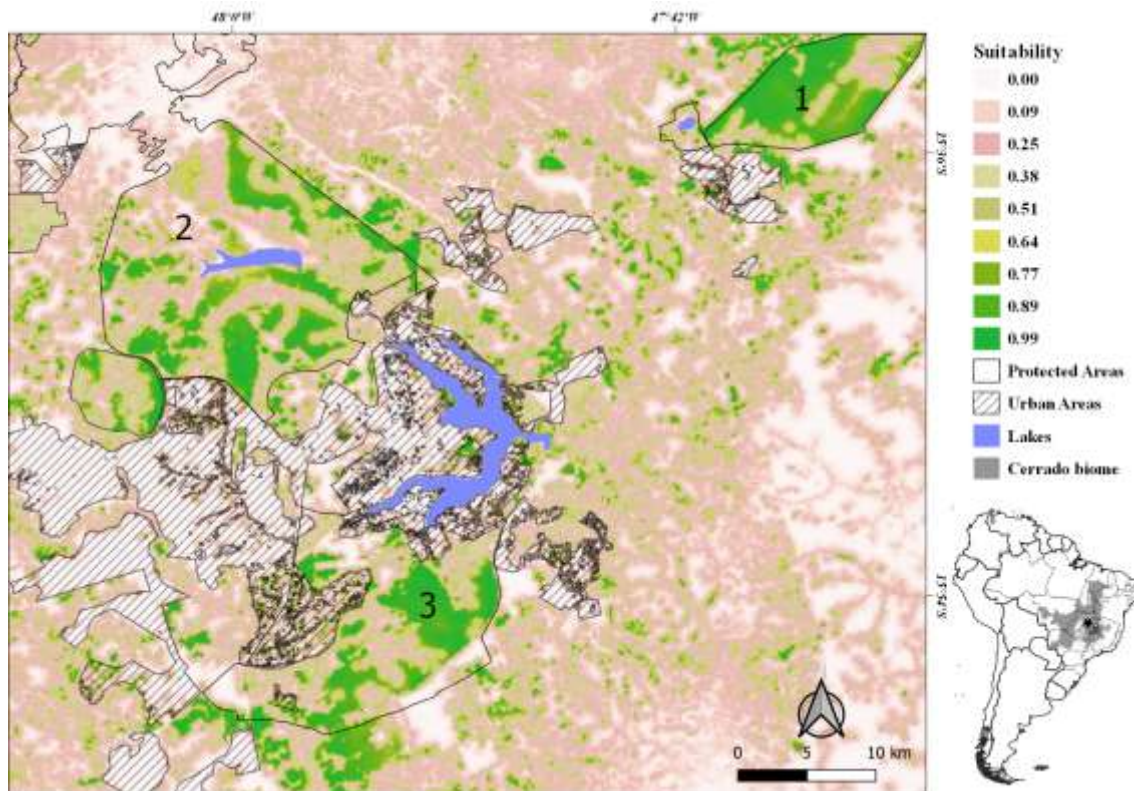
Resultados

778

Mapa de adequabilidade ambiental

780

O mapa de adequabilidade resultante da modelagem apresentou boa qualidade
782 (índice de Boyce = 1,043), indicando predições consistentes com os ambientes
potencialmente utilizáveis pela espécie. As maiores porções de áreas com alta
784 adequabilidade para a espécie foram aquelas inseridas nas três principais áreas de
proteção do DF (Figura 2). A matriz urbana e peri-urbana, tiveram baixa adequabilidade
786 ambiental, indicando restrições à movimentação da espécie. A variável de maior
contribuição para determinar os habitats de ocorrência de *A. aestiva* no DF foi distância
788 de formações de savana, com mais da metade de contribuição relativa (Tabela 1). A
distância de formações florestais e a distância de áreas urbanas também foram parâmetros
790 importantes, totalizando mais 37,6% de contribuição relativa (Tabela 1). Declividade e
distância de formações campestres tiveram baixa influência na predição do mapa, com
792 apenas 10,8% de contribuição relativa (Tabela 1). O Índice Vegetal de Diferença
Normalizada e o cálculo da razão entre as bandas B4/B3, foram as variáveis menos
794 importantes para construção do mapa (Tabela 1).



796

Figura 2: Mapa de adequabilidade ambiental para *Amazona aestiva* no Distrito Federal, Brasil. Os valores da escala variam entre 0 (menor adequabilidade) até 1(maior adequabilidade). As principais áreas protegidas no DF, estão enumeradas de 1 a 3 na figura, representando: (1) ESEC-AE; (2) PNB/FLONA; e (3) RECOR/ JBB/ FAL.

802

Tabela 1: Porcentagem da contribuição relativa de cada variável usada no mapa de adequabilidade gerado com Maxent, para *Amazona aestiva* no Distrito Federal, Brasil.

804

Variável	Contribuição (%)
Distância de savanas	51,1
Distância de florestas	24,2
Distância de áreas urbanas	13,4
Declividade	5,5
Distância de campos	5,3
Índice de Vegetação de Diferença Normalizada	0,3
Bandas B4/B3	0,3

Observação: Bandas B3 e B4 são derivadas de *Landsat 8* (Operational Land Imager – OLI sensor), path/row 221/21 para julho de 2017.

806

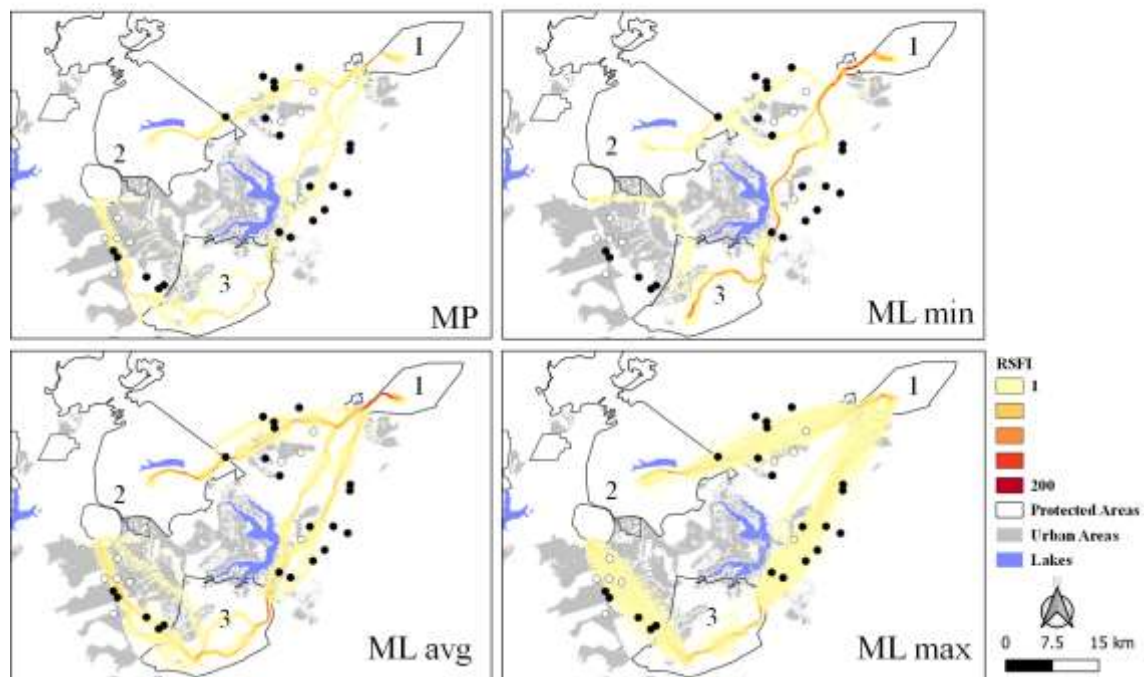
808 *Modelagem e avaliação das rotas potenciais*

810 As modelagens das múltiplas rotas geraram 600 simulações de rotas em cada um
dos métodos ou 2.400 rotas potenciais no total. Os quatro algoritmos criaram rotas
812 espacialmente diferentes entre os mesmos pares de origem e destino (Figura 3). MP e
MLavg, que consideram os valores originais e de média do mapa de resistência,
814 respectivamente, apresentaram rotas potenciais espacialmente mais similares entre eles
do que com os outros algoritmos. Porém, MLavg se diferenciou de MP por simular mais
816 opções de rotas potenciais, enquanto MP teve rotas mais orientadas e menos rotas
alternativas. MLmin foi o método com menor variação espacial entre os quatro algoritmos
818 (*i.e* maiores valores de RSFI em sua extensão) e sua modelagem passou por áreas distintas
dos demais algoritmos. MLmax apresentou maior variação de rotas potenciais, ou seja,
820 rotas com baixa frequência de seleção dos mesmos pixels.

Ao todo, geramos cerca de 19.200 arquivos de áudio nos 30 pontos definidos para
822 os testes das rotas potenciais, sendo 160 por ponto amostral em cada mês de campanha.
O papagaio-verdadeiro foi detectada em 21 dos 30 pontos amostrais (70% das
824 localidades) (Anexo I, Tabela 4). A quantidade de localidades com presença confirmada
da espécie foi diferente entre as três matrizes, com tendência, apesar de não testada
826 estatisticamente, de mais localidades com presença confirmada nas matrizes menos
urbanizadas. Confirmamos a presença da espécie em nove de dez pontos entre Área 1 e
828 Área 3, sete de dez pontos entre a Área 1 e 2 e apenas cinco de dez entre a Área 2 e 3
(Figura 3).

830 As distâncias médias entre as rotas e os pontos com e sem a presença dos
papagaios, em cada algoritmo (MP, MLmin, MLavg, MLmax) mostrou que todas as
832 localidades com ocorrência dos papagaios tiveram a tendência de estarem mais próximas

dos eixos das rotas potenciais do que os pontos sem detecção do papagaio (3361,8 m para
834 ausências e 2371,4 m para presenças) (Tabela 2). Entretanto, observamos uma relação
significativa apenas para o modelo de máxima resistência da matriz (MLmax) (Tabela 2).
836 A diferença foi significativa para dois dos três métodos: distância da rota que passa pelas
células de menor RSFI e distância da rota que mistura trechos com menor e maior RSFI.
838 Sendo assim, o modelo que mais se aproximou da real movimentação de *A. aestiva* na
matriz urbana e peri-urbana do DF foi o MLmax.



840
842
844
846
848
850

Figura 3: Rotas de conectividade modeladas para *Amazona aestiva* entre áreas de destino e origem no Distrito Federal, Brasil. Cada modelo representa o resultado de um algoritmo de *LSCorridor*: MP = *Measured by Pixel*, MLmin, MLavg e MLmax = *Measured by Landscape* para o mínimo, médio e máximo valor de pixel dentro de um raio, respectivamente. A escala de cores, representada por RSFI (*Route Selection Frequency Index*), mostram o valor de rotas passando por um pixel, variando de 1 (uma rota) a 200 (todas as rotas). As áreas protegidas enumeradas representam as áreas de origem e destino das rotas, são elas: 1 - ESEC-AE, 2 - PNB/FLONA, e 3 - RECOR/ JBB/ FAL. Os pontos pretos representam os locais com presença confirmada de *A. aestiva* e os pontos brancos, os locais sem detecção da espécie.

852 Tabela 2: Distância média, em metros, dos pontos amostrais para as rotas potenciais de *Amazona aestiva* no Distrito Federal, Brasil. Ausência ou presença são referentes a confirmação ou não da espécie nos pontos amostrados com gravadores digitais automáticos.

Modelo	Distância média (m)		Wilcoxon	
	ausência	presença	W	p
MP_1	2156,8	2092,1	96	0,96
MP_2	4367,4	3215,6	73	0,35
MP_3	2517,4	2328,6	90	0,86
MLmin_1	5546,1	4270,5	74	0,37
MLmin_2	4999,8	2812,3	52	0,06
MLmin_3	4995,3	2824,8	52	0,06
MLavg_1	2593,5	2024,2	72	0,32
MLavg_2	2511,8	2204,5	91	0,89
MLavg_3	2689,7	1989,3	70	0,28
MLmax_1	2318,3	1589,4	66,5	0,21
MLmax_2	2961,5	1603,4	46	0,03
MLmax_3	2684,2	1502,2	48	0,04
Distância média	3361,8	2371,4	-	-

854 Observações: MP = *Measured by Pixel*, MLmin, MLavg e MLmax = *Measured by Landscape* para o
 855 mínimo, médio e máximo valor de pixel dentro de um raio, respectivamente. Os números de 1 a 3
 856 representam a rota que passa pelos pixels de maior seleção de rotas (1), pelos pixels com menor seleção de
 células (2) e pelos pixels com mistura entre os dois métodos (3).

858

860 *Heterogeneidade da matriz*

862 De um modo geral, as rotas potenciais apresentaram variação espacial nas regiões
 heterogêneas, como a matriz urbana (menos orientadas) e menor frequência de seleção
 864 de pixels (Figura 3). Por outro lado, as rotas potenciais apresentaram menor variação
 espacial nas regiões mais homogêneas, como nas áreas naturais dentro das áreas
 866 protegidas (mais orientadas) e maior frequência de seleção de pixels (Figura 3). Essa
 relação foi significativa para MP, MLmin e MLavg na escala de 1 km² e para MLmax

868 nas três escalas (Tabela 3). A métrica de valor máximo da frequência de seleção de pixels
 ('Máxima') foi negativamente correlacionada, em todos os algoritmos, com a
 870 heterogeneidade da matriz espacial para a grade de 1 km² (t = -2,815; t = -2,263; t = -
 6,863; t = -10,40; p < 0,05 para MP, MLmin, MLavg e MLmax, respectivamente) (Tabela
 872 3). Esse aspecto sugere uma concentração de simulações nas áreas homogêneas (altos
 valores de frequência de seleção de pixels) e diluição de simulações (baixos valores de
 874 frequência de seleção de pixels) nas áreas mais heterogêneas. A métrica dos valores de
 mediana das frequências de seleção de pixels ('Mediana') tiveram correlação
 876 significativa positiva, em todos os algoritmos, com a heterogeneidade da matriz para a
 grade de 1km² (t = 3,119; t = 2,522; t = 3,126; t = 3,614; p < 0,05 para MP, MLmin,
 878 MLavg e MLmax, respectivamente). Esse aspecto indica que as rotas potenciais são mais
 dispersas em um maior número de pixels quando a matriz é mais heterogênea, ou seja,
 880 existem mais obstáculos e mais alternativas de rotas de dispersão na matriz urbana. O
 número de pixels com rotas simuladas por quadrícula (variável 'Soma'), não foi explicado
 882 pela heterogeneidade da matriz em nenhum algoritmo e em nenhuma das escalas
 espaciais.

884

Tabela 3: Relação entre as variáveis respostas escolhidas para caracterizar cada modelo (algoritmo) e a
 886 heterogeneidade espacial medida com o índice de Shannon. A coluna escala representa a área de cada célula
 para três tamanhos de grade para extrair os valores de heterogeneidade e de rotas simuladas no Distrito
 888 Federal, Brasil. Valores de p menores que 0,05 representam diferenças significativas.

Algoritmo	Escala	Variável resposta	Estimativa	Erro padrão	t	p
MP	1 km ²	Máxima	-7,531	2,676	-2,815	0,005
		Mediana	1,733	0,556	3,119	0,001
		Soma	-3,195	3,672	-0,87	0,385
	9 km ²	Máxima	0,957	11,943	0,08	0,936
		Mediana	6,322	4,688	1,348	0,18
		Soma	-3,612	61,068	-0,059	0,953

	36 km ²	Máxima	34,39	31,46	1,093	0,281
		Mediana	9,589	14,474	0,662	0,512
		Soma	323,9	324,1	0,999	0,324
MLmin	1 km ²	Máxima	-3,984	1,761	-2,263	0,024
		Mediana	1,61	0,638	2,522	0,012
		Soma				
	9 km ²	Máxima	-3,747	7,09	-0,529	0,598
		Mediana	6,688	5,492	1,218	0,227
		Soma				
	36 km ²	Máxima	18,698	17,311	1,08	0,288
		Mediana	5,396	16,495	0,327	0,746
		Soma				
MLavg	1 km ²	Máxima	-7,479	1,09	-6,863	<0,001
		Mediana	1,491	0,477	3,126	<0,001
		Soma	-0,627	3,607	-0,174	0,862
	9 km ²	Máxima	-8,495	5,519	-1,539	0,126
		Mediana	6,804	4,384	1,552	0,123
		Soma	78,59	77,87	1,009	0,315
	36 km ²	Máxima	0,279	18,158	0,015	0,988
		Mediana	8,764	14,48	0,605	0,549
		Soma	391,6	476,6	0,822	0,416
MLmax	1 km ²	Máxima	-9,83	0,942	-10,44	<0,001
		Mediana	1,786	0,494	3,614	<0,001
		Soma	-2,58	3,632	-0,71	0,478
	9 km ²	Máxima	-25,377	5,655	-4,488	<0,001
		Mediana	8,523	4,127	2,065	0,041
		Soma	38,02	107,19	0,355	0,723
	36 km ²	Máxima	-49,74	19,99	-2,488	0,017
		Mediana	9,532	15,599	0,611	0,545
		Soma	589,5	811,6	0,726	0,472

Observações: MP = *Measured by Pixel*, MLmin, MLavg e MLmax = *Measured by Landscape* para o
890 mínimo, médio e máximo valor de pixel dentro de um raio, respectivamente.

Discussão

894

Mapa de adequabilidade ambiental

896

Nossos resultados da modelagem de adequabilidade de hábitat sugerem uma
898 distribuição irregular das áreas no DF, sendo que os grandes blocos de áreas adequadas
estão situados no entorno da malha urbana. Os maiores blocos correspondem às áreas
900 protegidas e os menores estão isolados e inseridos na matriz urbana e peri-urbana. Essa
configuração indica que os animais dependentes das áreas nativas devem realizar
902 movimentos entre os locais e eventualmente cruzar as áreas urbanas. Qualquer que seja a
abordagem utilizada para modelagens de dispersão das espécies, é importante a criação
904 de um bom mapa que represente diferentes níveis de restrição para a definição das rotas
potenciais. Existem diferentes maneiras de definir a superfície de resistência para
906 modelagens de rotas de dispersão, sendo que na maioria das vezes os autores usam um
sistema de pontuação de importância relativa dos ambientes da região de estudos (e.g.,
908 LaRue & Nielsen, 2008; Grafius *et al.*, 2017; Fabrizio *et al.*, 2019). O uso do mapa de
adequabilidade como uma superfície de restrição aos movimentos do papagaio-
910 verdadeiro mostrou-se satisfatório. Nossa abordagem não sofreu influência de
classificações subjetivas sobre as preferências dos animais em relação aos ambientes da
912 região de estudos. Ademais, o índice de Boyce, que é um método válido para as avaliações
dos modelos de somente presença (Hirzel *et al.*, 2006), indicou que nosso mapa de
914 adequabilidade é bastante robusto na representação dos habitats mais adequadas para a
espécie.

916

O método que usamos para identificar as áreas mais adequadas (dados de presença
da espécie) difere dos métodos que usam a opiniões de especialistas para ranquear os
918 ambientes. Contudo, ambos têm em comum a necessidade de seleção de variáveis

ambientais associadas à espécie sob análise. Uma diferença básica entre os métodos é que
920 nas abordagens baseadas em especialistas, que geralmente utilizam procedimentos
baseados em avaliações por critérios múltiplos (Carver, 1991; Eastman *et al.*, 1993), todas
922 as variáveis devem ser classificadas e são consideradas nos modelos. Nos procedimentos
analíticos automáticos, as variáveis serão incluídas nos modelos somente se tiverem
924 alguma contribuição significativa. Nosso estudo mostrou que duas variáveis (distância de
savana e distância de florestas) foram as mais importantes para a construção do modelo
926 de adequabilidade, somando 75% de contribuição ao mapa. Os dois tipos de ambiente são
citados na literatura (e.g., Seixas & Mourão, 2002; Sigrist, 2009; Tubelis, 2009) como os
928 principais habitats utilizados pelo papagaio-verdadeiro.

930 *Modelagem e avaliação das rotas potenciais*

932 A modelagem de conectividade gerou diferentes padrões de rotas potenciais para
a dispersão da espécie na área do DF. Tais variações foram decorrentes dos diferentes
934 algoritmos (MP, MLmin, MLmax e MLavg) e parâmetros (variabilidade e escala)
utilizados. A obtenção de diferentes rotas de dispersão é desejável em relação às soluções
936 simples da abordagem do caminho-de-menor custo, embora vários estudos a tenham
usado (Huck *et al.*, 2010; Leoniak *et al.*, 2012; Davidson *et al.*, 2013). Contudo, uma
938 abordagem de múltiplos caminhos de menor custo, como na teoria dos circuitos (McRae
et al., 2013), corredores redundantes (Pinto & Keitt, 2009) ou corredores múltiplos
940 (Ribeiro *et al.*, 2017), pode gerar diversas soluções espaciais de difícil aferição. A
validação das rotas de dispersão simuladas é importante para demonstrar o grau de
942 confiança nos modelos. Um estudo que simulou rotas de dispersão de aves em ambientes
urbanos (Grafius *et al.*, 2017) utilizou dados de abundância das espécies trabalhadas

944 (*Parus major* e *Cyanistes caeruleus*) para testar a validade do modelo de conectividade
desenvolvido para três cidades do Reino Unido. Os autores encontraram uma fraca,
946 embora positiva, associação entre os modelos e os dados de abundância das espécies.

Os dados de presença do papagaio-verdadeiro obtidos em campo corroboraram
948 pelo menos um dos quatro modelos gerados em *LSCorridor*. O modelo mostrou que a
matriz do DF ainda se apresenta permeável para a movimentação da espécie, indicando
950 diferentes rotas possíveis entre as principais áreas protegidas. A coleta de dados passiva
com uso de gravadores autônomos, foi bastante eficiente nesse estudo. Os gravadores
952 permitiram que um grupo de localidades fosse amostrado simultaneamente e ao longo de
dois dias consecutivos. O fato de aves vocalizarem permite que um método de baixo custo
954 como esse seja utilizado, o que não seria possível para outros grupos, como mamíferos.
Esse método viabiliza a coleta e armazenamento de muitos dados; permite amostragem
956 em qualquer horário e durante longos períodos; e com relativamente pouco esforço
amostral em campo (Acevado & Villanueva-Rivera, 2006). Além disso, muitos estudos
958 sugerem resultados similares entre a coleta de dados com métodos de levantamento de
aves tradicionais e a coleta por gravadores autônomos (Haselmayer & Quinn, 2000; Hutto
960 & Stutzman, 2009; Tegeler *et al.*, 2012). Como *A. aestiva* vocaliza com muita frequência
e a longas distâncias (Fernández-Juricic, 1998; De Araújo *et al.*, 2011), foi uma espécie
962 de alta detectabilidade nas gravações. Porém, nesse trabalho, nos pontos amostrais
situados na matriz urbana, principalmente os mais próximos de rodovias, o ruído intenso
964 e constante de automóveis prejudicou a detecção nos áudios. Do total de pontos com
presença de papagaios, as matrizes entre as áreas protegidas tiveram presença da espécie
966 em 16 de 20 pontos localizados nas duas matrizes peri-urbanas (entre Área 1 e Área 2; e
Área 1 e Área 3). Na matriz urbana (entre Área 2 e Área 3) metade dos dez pontos
968 amostrados tiveram presença detectada. Não podemos afirmar se *A. aestiva* ocorreu em

mais localidades nas áreas peri-urbanas do DF do que nas áreas urbanas ou se nossa
970 detectabilidade foi menor na matriz urbana. As coletas de presença de *A. aestiva* próximas
aos potenciais corredores, aqui definidos como o conjunto das rotas potenciais entre duas
972 áreas protegidas, foram feitas durante quatro meses no final da estação seca no Cerrado
brasileiro. Sabendo que a espécie se move de acordo com a oferta de recursos (Forshaw,
974 1989; Renton, 2001; Seixas, 2009), coletas no período chuvoso, ou mesmo em outros
meses, podem evidenciar outros padrões na movimentação da espécie. Sugerimos, que
976 para aumentar a compreensão das rotas de deslocamento de *A. aestiva* na cidade, os outros
meses do ano, sejam igualmente amostrados.

978 O método passiva de coleta de dados que usamos para testar a validade dos
modelos pode ser aplicado para estudos com outras espécies de aves, particularmente na
980 época da reprodução, pois é o período em que as aves aumentam consideravelmente as
vocalizações. Gravadores automáticos também já foram utilizados em grupos como os
982 morcegos para testes da eficiência de rotas de dispersão modeladas (Pinaud *et al.*, 2017).
Para outros grupos de mamíferos, os gravadores podem ser substituídos por armadilhas
984 fotográficas, pois são dispositivos que também podem operar simultaneamente em vários
pontos de amostragem. Outra abordagem seria o uso de equipamentos de rádio-telemetria
986 ou coletores de dados de GPS para o mapeamento real da dispersão dos animais e
posterior comparação com as rotas modeladas, como em estudos com espécies
988 migratórias (Van Toor *et al.*, 2018).

De qualquer forma, ressaltamos que as rotas modeladas neste estudo basearam-se
990 no mapa de adequabilidade produzido com dados do papagaio-verdadeiro e inferências
da validade dos mesmos para outros grupos deve ser vista com ressalvas. Embora seja
992 tentador assumir que os corredores identificados entre as áreas protegidas seriam
aplicáveis para outros grupos, seria necessário realizar análises semelhantes à deste

994 estudo com dados específicos para outras espécies ou grupos taxonômicos. Recentemente
foi proposto o uso do termo “conectividade guarda-chuva” para se referir à validade de
996 se transferir os parâmetros de conectividade de uma espécie em uma paisagem para outras
espécies (Breckheimer *et al.* 2014). Um estudo teórico sobre limites de conectividade em
998 paisagens fragmentadas para organismos com diferentes requerimentos de área e
capacidade de dispersão sugeriu que a transferência de parâmetros de uma espécie com
1000 conectividade guarda-chuva deve ser evitada (Diniz *et al.*, 2018).

1002 *Heterogeneidade da matriz*

1004 As análises que relacionaram as rotas modeladas com a heterogeneidade espacial,
foram significativas para a escala mais fina (grade de 1km²), para as quatro modelagens
1006 de *LSCorridor* (MP, MLmin, MLavg, MLmax). Esses resultados sugerem que de um
modo geral, as rotas potenciais com pouca variação espacial (mais orientados) foram
1008 observados em regiões com menor heterogeneidade (como nas áreas nativas). O contrário
foi observado para deslocamentos com maior variação espacial (menos orientados),
1010 ocorrendo em regiões mais heterogêneas (como na matriz urbana). O modelo que
desenvolvemos com parâmetros para uma espécie especialista ou organismos mais
1012 sensíveis gerou muitas opções de rotas potenciais entre as áreas protegidas. Considerando
que as rotas foram parcialmente validadas com os dados de campo, é plausível assumir
1014 que a matriz urbana e peri-urbana do DF ainda deve ser pouco restritiva para
movimentação de *A. aestiva* e que a espécie apresentou um padrão de movimentação
1016 generalista nos modelos gerados nesse estudo.

Alguns autores (e.g., Pinto & Keitt, 2009) sugerem que a existência de muitas
1018 rotas alternativas deve-se à distribuição aleatória dos ambientes favoráveis nas paisagens.

No nosso estudo também foram modeladas diversas rotas alternativas entre as áreas protegidas consideradas, mas acreditamos que essa variação não se deve à aleatoriedade dos ambientes adequados para a espécie. A ocupação do espaço nas áreas urbanas é bastante tendenciosa, pois terrenos planos, de fácil acesso e com solos bem drenados são ocupados preferencialmente pelas pessoas. Assim, os ambientes nativos que estão em encostas ou ao longo de rios e em áreas brejosas, são deixados na paisagem. A exceção a essa regra são as áreas legalmente protegidas, que teoricamente estão resguardadas da ocupação humana. Com isto, a matriz urbana tende a ter alta heterogeneidade espacial e esse aspecto influenciou nossos resultados.

De acordo com os padrões de movimento encontrados nos diferentes modelos de conectividade para a paisagem urbana, ressaltamos a importância dos fragmentos menores de remanescentes naturais para dispersão de *A. aestiva*. Espécies com alta capacidade locomotora, como aves, morcegos e insetos, podem se mover rapidamente por habitats fragmentados na paisagem. Esses fragmentos de habitats adequados podem formar corredores ecológicos do tipo *stepping stones*, pequenas manchas em meio a manchas maiores, que oferecem abrigo, alimentação, descanso, entre outros para deslocamento animal. Muitos estudos têm destacado a importância de *stepping stones* para conectividade da paisagem principalmente para as aves. Fischer e Lindenmayer (2002) relataram a conectividade em uma paisagem fragmentada por árvores isoladas de pomares para uma variedade de espécies de aves. Pena e colaboradores (2017) observaram que quanto mais espécies de árvores nativas e outras nas ruas da cidade, maior foi a riqueza de espécies de aves. Hong e colaboradores (2013) avaliaram a movimentação de uma ave urbana (*Parus major*) na cidade, e encontraram preferência por deslocamentos em manchas de habitat largas de floresta, porém, na ausência dessas, tenderam a usar manchas menores e isoladas.

1044

Aplicações do estudo no manejo ambiental

1046

A gestão ambiental em áreas urbanas representa um grande desafio na atualidade, dada a grande concentração de pessoas nas cidades. Por outro lado, as cidades podem ser locais relevantes para manutenção da biodiversidade (Puppim de Oliveira *et al.*, 2011, Callaghan *et al.*, 2019). Assegurar a persistência das espécies nativas no espaço urbano requer um planejamento consistente e orientado ao atendimento dos requerimentos das espécies nativas. Um dos elementos chave nesse processo é a heterogeneidade espacial, pois ela é definidora da capacidade adaptativa e resiliência do ambiente (Walker *et al.*, 2004; Zurlini *et al.*, 2012). Nossos resultados sugerem que a dispersão de *Amazona aestiva* no DF está muito relacionada com a heterogeneidade espacial, que define como serão as movimentações das espécies na paisagem. Se os dados indicam que movimentos mais orientados ocorrem em locais menos heterogêneos e os menos orientados ocorrem nos locais mais heterogêneos, então diferentes estratégias de gestão ambiental podem ser adotadas para o manejo das espécies. Nas porções do território onde é interessante promover uma movimentação mais orientada, como entre duas áreas protegidas ou entre um dormitório e uma reconhecida área de forrageamento, a heterogeneidade espacial deve ser mantida em baixos níveis. No modo contrário, o aumento da heterogeneidade espacial pode ser intencionalmente promovido nos locais onde deseja-se uma menor movimentação ou atração dos animais.

Em uma escala mais ampla, há indicações de que uma mescla entre pequenas porções de áreas nativas inseridas na matriz urbana pode ser favorável à biodiversidade. A diversidade de aves, por exemplo, varia em função do tamanho das cidades e quantidade de área verde existente nas mesmas, conforme sugere um estudo conduzido em áreas urbanas dos Estados Unidos (Callagham *et al.*, 2019). Assim, a manutenção da

1070 biodiversidade em cidades está ligada ao aumento da heterogeneidade espacial, mas em
um esquema que concilie a existência de espaços verdes inseridos na matriz urbana.

1072 **Considerações Finais**

1074 Nossas modelagens apontam para a importância de se considerar a
heterogeneidade espacial nos deslocamentos das espécies. A heterogeneidade pode
1076 influenciar o tipo de movimentação dos animais, se mais orientado ou mais disperso. No
caso do papagaio-verdadeiro, as áreas mais homogêneas parecem indicar movimentos
1078 com pouca variação espacial, talvez devido à falta de obstáculos. Em áreas mais
heterogêneas parece haver maior influência de obstáculos e observamos maior
1080 espalhamento espacial das rotas. Assim, a baixa heterogeneidade espacial sugere a
existência de corredores e a alta heterogeneidade sugere uma movimentação do tipo
1082 *stepping stones*, ou seja, pequenos movimentos entre áreas nativas mais isoladas. Diante
do padrão de orientação das rotas potenciais na matriz mais ou menos heterogênea, nossos
1084 resultados permitem contribuir com o desenvolvimento de diferentes estratégias de
manejo dos ambientes naturais na malha urbana ou peri-urbana. O manejo da
1086 heterogeneidade espacial pode ajudar a orientar os deslocamentos das espécies entre áreas
desejadas e áreas a serem evitadas. O planejamento de espaços urbanos que visem manter
1088 biodiversidade local, devem levar em conta, além dos remanescentes maiores de
vegetação nativa, menores áreas verdes imersas na cidade (Dmowski & Kozakiewicz,
1090 1990; Haas, 1995; Fernandez-Juricic, 2000). A presença dessas áreas verdes menores,
pode aumentar a conexão de redes ecológicas (Taylor *et al.*, 1993), proteger o
1092 funcionamento dos ecossistemas naturais nos espaços urbanos (Whitford *et al.*, 2001) e
aumentar a diversidade local (Callaghan *et al.*, 2019). Contudo, recomendamos que a

1094 abordagem utilizada seja replicada com outras espécies e grupos taxonômicos, pois a percepção da estrutura da paisagem e heterogeneidade ambiental é espécie-específica.

1096 **Referência Bibliográfica**

- 1098 Acevedo, M. A., & Villanueva-Rivera, L. J. 2006. From the field: Using automated digital
recording systems as effective tools for the monitoring of birds and
1100 amphibians. *Wildlife Society Bulletin*, 34(1), 211-214.
- Angel, S., Parent, J., Civco, D.L., Blei, A., Potere, D. 2011. The dimensions of global
1102 urban expansion: Estimates and projections for all countries, 2000–2050. *Progress
in Planning*, 75(2), 53-107.
- 1104 Aronson, M.F.J., La Sorte, F.A., Nilon, C.H., Katti, M., Goddard, M.A., Lepczyk, C.A.,
Warren, P.S., Williams, N.S.G., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R.,
1106 Hedblom, M., Klotz, S., Jip Kooijmans, L., Kuhn I., MacGregor-Fors, I.,
McDonnell, M., Mortberg, U., Pysek, P., Siebert, S., Sushinsky, J., Werner, P.,
1108 Winter, M. 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and
plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal
1110 Society B: Biological Sciences*, 281(1780), 20133330.
- Bagno, M.A., Marinho-Filho, J. 2001. A avifauna do Distrito Federal: uso de ambientes
1112 abertos e florestais e ameaças. *Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de
Galeria*. Brasília: EMBRAPA, 495-528.
- 1114 Barton, J., Pretty, J. 2010. What is the best dose of nature and green exercise for
improving mental health? A multi-study analysis. *Environmental science &
1116 technology*, 44(10), 3947-3955.
- BirdLife International 2016. *Amazona aestiva*. The IUCN Red List of Threatened
1118 Species 2016. URL [http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-
3.RLTS.T22686332A93107322.en](http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22686332A93107322.en). (acessado em setembro de 2019).

- 1120 Braunisch, V., Segelbacher, G., & Hirzel, A.H. 2010. Modelling functional landscape
connectivity from genetic population structure: a new spatially explicit
1122 approach. *Molecular Ecology*, 19(17), 3664-3678.
- Braz, V.S., Cavalcanti, R.B. 2001. A representatividade de áreas protegidas do Distrito
1124 Federal na conservação da avifauna do Cerrado. *Ararajuba*, 9(1), 61-69.
- Breckheimer, I.A.N., Haddad, N.M., Morris, W.F., Trainor, A.M., Fields, W.R., Jobe,
1126 R.T., Hudgens, B.R., Moody, A., Walters, J. R. 2014. Defining and evaluating the
umbrella species concept for conserving and restoring landscape
1128 connectivity. *Conservation biology*, 28(6), 1584-1593.
- Breuste, J., Niemelä, J., Snep, R.P. 2008. Applying landscape ecological principles in
1130 urban environments. *Landscape ecology*, 23(10), 1139-1142.
- Butler, C.J. 2005. Feral parrots in the continental United States and United Kingdom:
1132 past, present, and future. *Journal of Avian Medicine and Surgery*, 19(2), 142-149.
- Cadenasso, M.L., Pickett, S.T., Schwarz, K. 2007. Spatial heterogeneity in urban
1134 ecosystems: reconceptualizing land cover and a framework for
classification. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(2), 80-88.
- 1136 Callaghan, C.T., Bino, G., Major, R.E., Martin, J.M., Lyons, M.B., Kingsford, R.T. 2019.
Heterogeneous urban green areas are bird diversity hotspots: insights using
1138 continental-scale citizen science data. *Landscape Ecology*, 1-16.
- Carrara, L.A., Faria, L.P., Amaral, F.D., Rodrigues, M. 2007. Dormitórios do papagaio-
1140 verdadeiro *Amazona aestiva* e do papagaio-galego *Salvatoria xanthops* em plantio
comercial de eucalipto. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 15(1), 135-138.
- 1142 Carver, S.J. 1991. Integrating multi-criteria evaluation with geographical information
systems. *International Journal of Geographical Information System*, 5(3), 321-
1144 339.

- Castillo, J.A., Epps, C.W., Davis, A.R., & Cushman, S.A. 2014. Landscape effects on
1146 gene flow for a climate-sensitive montane species, the American pika. *Molecular
ecology*, 23(4), 843-856.
- 1148 Cincotta, R.P., Wisnewski, J., Engleman, R., Engelman, R., 2000. Human population in
the biodiversity hotspots. *Nature* 404, 990–992.
- 1150 Crooks, K.R., Sanjayan, M. (Eds.). 2006. *Connectivity conservation*, 14. Cambridge
University Press.
- 1152 Cushman, S.A., McKelvey, K.S., Hayden, J., Schwartz, M.K. 2006. Gene flow in
complex landscapes: testing multiple hypotheses with causal modeling. *The
1154 American Naturalist*, 168(4), 486-499.
- Cushman, S.A., McRae, B., Adriaensen, F., Beier, P., Shirley, M., Zeller, K. 2013.
1156 Biological corridors and connectivity [Chapter 21]. In: Macdonald, DW; Willis,
KJ, eds. *Key Topics in Conservation Biology 2*. Hoboken, NJ: Wiley-Blackwell.
1158 384-404., 384-404.
- Davidson, A., Carmel, Y., Bar-David, S. 2013. Characterizing wild ass pathways using a
1160 non-invasive approach: applying least-cost path modelling to guide field surveys
and a model selection analysis. *Landscape ecology*, 28(8), 1465-1478.
- 1162 Davis, A., Taylor, C.E., Major, R.E. 2012. Seasonal abundance and habitat use of
Australian parrots in an urbanized landscape. *Landscape and Urban
1164 Planning*, 106(2), 191-198.
- De Araújo, C.B.D. 2011. Psitacídeos do Cerrado: sua alimentação, comunicação sonora
1166 e aspectos bióticos e abióticos de sua distribuição potencial.
- Devictor, V., Jiguet, F. 2007. Community richness and stability in agricultural
1168 landscapes: the importance of surrounding habitats. *Agriculture, ecosystems &
environment*, 120(2-4), 179-184.

- 1170 Dmowski, K., & Kozakiewicz, M. 1990. Influence of a shrub corridor on movements of
passerine birds to a lake littoral zone. *Landscape Ecology*, 4(2-3), 99-108.
- 1172 Di Cola, V., Broennimann, O., Petitpierre, B., Breiner, F. T., D'amen, M., Randin, C.,
Engler, R., Pottier, J., Pio, D., Dubuis, A., Pellissier, L. Mateo, R. G. Hordijk, W.,
1174 Salamin, N., Guisan, A. 2017. Ecospat: an R package to support spatial analyses
and modeling of species niches and distributions. *Ecography*, 40(6), 774-787.
- 1176 Diniz, M.F., Machado, R.B., Bispo, A.A., Júnior, P.D.M. 2018. Can we face different
types of storms under the same umbrella? Efficiency and consistency of
1178 connectivity umbrellas across different patchy landscape patterns. *Landscape
ecology*, 33(11), 1911-1923.
- 1180 Eastman, J.R. 2012. IDRISI Selva – Guía para SIG y Procesamiento de Imágenes. Manual
version 17. Clark Labs, Clark University. URL www.clarklabs.org.
- 1182 Eiten, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*, 38(2), 201-341.
- Elliot, N.B., Cushman, S.A., Macdonald, D.W., & Loveridge, A.J. 2014. The devil is in
1184 the dispersers: predictions of landscape connectivity change with
demography. *Journal of Applied Ecology*, 51(5), 1169-1178.
- 1186 Fabrizio, M., Di Febbraro, M., D'Amico, M., Frate, L., Roscioni, F., Loy, A. 2019.
Habitat suitability vs landscape connectivity determining roadkill risk at a
1188 regional scale: a case study on European badger (*Meles meles*). *European journal
of wildlife research*, 65(1), 7.
- 1190 Fernández-Juricic, E. 2000. Avifaunal use of wooded streets in an urban
landscape. *Conservation Biology*, 14(2), 513-521.
- 1192 Ferraz, K.M., Beisiegel, B.M., De Paula, R.C., Sana, D.A., De Campos, C.B., De
Oliveira, T.G., & Desbiez, A.L. 2012. How species distribution models can
1194 improve cat conservation jaguars in Brazil. *forest*, 20, 50.

- Fischer, J., Lindenmayer, D.B. 2002. The conservation value of paddock trees for birds
1196 in a variegated landscape in southern New South Wales. 2. Paddock trees as
stepping stones. *Biodiversity & Conservation*, 11(5), 833-849.
- 1198 Forshaw, J.M. 1989. *Parrots of the world*. 3. ed. Lansdowne Press: Melbourne, Australia.
Fournier.
- 1200 Gilardi, J.D., Munn, C.A. 1998. Patterns of activity, flocking, and habitat use in parrots
of the Peruvian Amazon. *The Condor*, 100(4), 641-653.
- 1202 Goodwin, B.J. 2003. Is landscape connectivity a dependent or independent
variable? *Landscape ecology*, 18(7), 687-699.
- 1204 Grafius, D.R., Corstanje, R., Siriwardena, G.M., Plummer, K.E., Harris, J.A. 2017. A Bird
's Eye View: Using Circuit Theory to Study Urban Landscape Connectivity for
1206 Birds. *Landscape Ecology* 32(9), 1771–87.
- Graham, C.H. 2001. Factors influencing movement patterns of keel-billed toucans in a
1208 fragmented tropical landscape in southern Mexico. *Conservation Biology*, 15(6),
1789-1798.
- 1210 GRASS Development Team, 2017. Geographic Resources Analysis Support System
(GRASS) Software, Version 7.2. Open Source Geospatial Foundation. URL
1212 <https://grass.osgeo.org>
- Green, R.J. 1984. Native and exotic birds in a suburban habitat. *Wildlife*
1214 *Research*, 11(1), 181-190.
- Guittar, J.L., Dear, F., & Vaughan, C. 2009. Scarlet Macaw (*Ara macao*, Psittaciformes:
1216 Psittacidae) Nest Characteristics in the Osa Peninsula Conservation Area
(ACOSA), Costa Rica. *Revista de biologia tropical*, 57(1-2), 387-393.
- 1218 Haas, C.A. 1995. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an
agricultural landscape. *Conservation biology*, 9(4), 845-854.

- 1220 Hahs, A.K., McDonnell, M.J., McCarthy, M.A., Vesk, P.A., Corlett, R.T., Norton, B.A.,
Clemants, Schwartz, M.W., Williams N.S.G. 2009. A global synthesis of plant
1222 extinction rates in urban areas. *Ecology Letters*, 12(11), 1165-1173.
- Haselmayer, J., Quinn, J.S. 2000. A comparison of point counts and sound recording as
1224 bird survey methods in Amazonian southeast Peru. *The Condor*, 102(4), 887-893.
- Hesselbarth, M.H.K., Sciaini, M., Nowosad, J., Hanss, S. 2019. Landscapemetrics:
1226 Landscape Metrics for Categorical Map Patterns. R package version 1.0. URL
<https://CRAN.R-project.org/package=landscapemetrics>
- 1228 Hijmans, R.J. 2019. Raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version
3.0-2. URL <https://CRAN.R-project.org/package=raster>.
- 1230 Hirzel, A.H., Le Lay, G., Helfer, V., Randin, C., Guisan, A. 2006. Evaluating the ability
of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological*
1232 *modelling*, 199(2), 142-152.
- Hong, S.H., Han, B.H., Choi, S.H., Sung, C.Y., Lee, K.J. 2013. Planning an ecological
1234 network using the predicted movement paths of urban birds. *Landscape and*
ecological engineering, 9(1), 165-174.
- 1236 Huck, M., Jędrzejewski, W., Borowik, T., Jędrzejewska, B., Nowak, S., Mysłajek, R.W.
2010. Analyses of least cost paths for determining effects of habitat types on
1238 landscape permeability: wolves in Poland. *Acta Theriologica*, 56(1), 91-101.
- Hutto, R.L., Stutzman, R.J. 2009. Humans versus autonomous recording units: a
1240 comparison of point-count results. *Journal of Field Ornithology*, 80(4), 387-398.
- IBAMA, FUNATURA. 1997. Plano de Manejo do Parque Nacional de Brasília.
- 1242 IBGE. 2019. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. URL
<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao.html> (acessado em
1244 setembro de 2019).

- ICMBIO, MMA. 2015. Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental do Planalto
1246 Central.
- INMET. 2019. Instituto Nacional de Meteorologia, Brasil. URL
1248 <https://www.inmet.gov.br/portal/> (acessado em setembro de 2019).
- IPAM, AMAZON, UEFS, APNE, Fundação SOS Mata Atlântica, UFRGS, Instituto SOS
1250 Pantanal, ArcPlan. 2018. Projeto MapBiomias – Coleção 3.0 da Série Anual de
Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. URL
1252 <http://mapbiomas.org/pages/downloads> (acessado em dezembro de 2018).
- Ives, C.D., Lentini, P.E., Threlfall, C.G., Ikin, K., Shanahan, D.F., Garrard, G.E.,
1254 Bekessy, S.A., Fuller, R.A., Mumaw, L., Rayner, L., Rowe, R., Valentine, L.E.,
Kendal, D. 2016. Cities are hotspots for threatened species. *Global Ecology and*
1256 *Biogeography*, 25(1), 117-126.
- Jeltsch, F., Bonte, D., Pe'er, G., Reineking, B., Leimgruber, P., Balkenhol, N., Schroder,
1258 B., Buchmann, C.M., Mueller, T., Blaum, N., Zurell, D., Bohnning-Gaese, K.,
Wiegand, T., Eccard, J.A., Hofer, H., Reeg, L., Eggers, U., Bauer, S. 2013.
1260 Integrating movement ecology with biodiversity research-exploring new avenues
to address spatiotemporal biodiversity dynamics. *Movement Ecology*, 1(1), 6.
- 1262 Kalnay, E., Cai, M. 2003. Impact of urbanization and land-use change on
climate. *Nature*, 423(6939), 528.
- 1264 Khosravi, R., Hemami, M.R., & Cushman, S.A. 2018. Multispecies assessment of core
areas and connectivity of desert carnivores in central Iran. *Diversity and*
1266 *Distributions*, 24(2), 193-207.
- Kinnaird, M.F., O'Brien, T.G., & Suryadi, S. 1996. Population fluctuation in Sulawesi
1268 red-knobbed hornbills: tracking figs in space and time. *The Auk*, 113(2), 431-440.

- Klink, C.A., & Machado, R.B. 2005. A conservação do Cerrado
1270 brasileiro. *Megadiversidade*, 1(1), 147-155.
- Lambert, M.S., Massei, G., Bell, J., Berry, L., Haigh, C., & Cowan, D.P. 2009.
1272 Reproductive success of rose-ringed parakeets *Psittacula krameri* in a captive UK
population. *Pest Management Science: formerly Pesticide Science*, 65(11), 1215-
1274 1218.
- LaPoint, S., Balkenhol, N., Hale, J., Sadler, J., Van der Ree, R. 2015. Ecological
1276 connectivity research in urban areas. *Functional Ecology*, 29(7), 868-878.
- LaRue, M.A., Nielsen, C.A. 2007. Modelling Potential Dispersal Corridors for Cougars
1278 in Midwestern North America Using Least-Cost Path Methods. *Ecological
Modelling*, 212(3-4), 372–381.
- 1280 Leoniak, G., Barnum, S., Atwood, J.L., Rinehart, K., Elbroch, M. 2012. Testing GIS-
generated least-cost path predictions for *martes pennanti* (Fisher) and its
1282 application for identifying mammalian road-crossings in northern New
Hampshire. *Northeastern naturalist*, 19(2), 147-157.
- 1284 Lepczyk, C.A., Aronson, M.F., Evans, K.L., Goddard, M.A., Lerman, S.B., MacIvor, J.S.
2017. Biodiversity in the city: fundamental questions for understanding the
1286 ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. *BioScience*, 67(9),
799-807.
- 1288 Lever, C. 2005. Rose-ringed parakeet (ring-necked parakeet) *Psittacula
krameri*. *Naturalized birds of the world*, 124-130.
- 1290 Lowry, H., Lill, A. 2008. Ecological factors facilitating city-dwelling in red-rumped
parrots. *Wildlife Research*, 34(8), 624-631.
- 1292 Luck, G.W. 2007. A review of the relationships between human population density and
biodiversity. *Biological Reviews*, 82(4), 607-645.

- 1294 MapBiomias, 2018. Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil.
URL <http://plataforma.mapbiomas.org/map#coverage> (acessado em setembro de
1296 2019).
- Martens, J., Hoppe, D., Woog, F. 2013. Diet and feeding behaviour of naturalised amazon
1298 parrots in a European city. *Ardea*, 101(1), 71-77.
- McDonnell, M.J., Pickett, S.T. 1990. Ecosystem structure and function along urban-rural
1300 gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology*, 71(4), 1232-1237.
- McRae, B.H., V.B. Shah, T.K. Mohapatra. 2013. Circuitscape 4 User Guide. The Nature
1302 Conservancy. URL <http://www.circuitscape.org>.
- Myers, N. 1994. Population and biodiversity. In *Population – The Complex Reality* (ed.
1304 F. Graham–Smith), Royal Society, London, 117–136.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A., Kent, J. 2000.
1306 Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853.
- Negret, A.J. 1984. Aves da região geopolítica do Distrito Federal: lista (check list) 429
1308 espécies. Ministério do Interior, Secretaria Especial do Meio Ambiente.
- Neteler, M., Bowman, M.H., Landa, M. Metz, M. 2012. GRASSGIS: a multi-purpose
1310 open source GIS. *Environmental Modelling and Software*, 31,124– 130.
- Ortiz-Maciel, S.G., Hori-Ochoa, C., Enkerlin-Hoeflich, E. 2010. Maroon-fronted parrot
1312 (*Rhynchopsitta terrisi*) breeding home range and habitat selection in the northern
Sierra Madre Oriental, Mexico. *The Wilson Journal of Ornithology*, 122(3), 513-
1314 517.
- Pebesma, E. 2018. Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data.
1316 The R Journal. URL <https://journal.r-project.org/archive/2018/RJ-2018-009/>.

- Pena, J.C., Martello, F., Ribeiro, M.C., Armitage, R.A., Young, R.J., Rodrigues, M. 2017.
1318 Street trees reduce the negative effects of urbanization on birds. *PloS one*, 12(3),
e0174484.
- 1320 Phillips, S.J., Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new
extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(2), 161-175.
- 1322 Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of
species geographic distributions. *Ecological modelling*, 190(3-4), 231-259.
- 1324 Pimm, S. L., Raven, P. 2000. Biodiversity-Extinction by numbers. *Nature*, 403, 843845.
Pimm, S., Raven, P., Peterson, A., Sekercioglu, C.H., Ehrlich, P.R. 2006. Human impacts
1326 on the rates of recent, present, and future bird extinctions. *Proceedings of the
National Academy of Sciences*, 103(29), 10941-10946.
- 1328 Pinaud, D., Claireau, F., Leuchtman, M., Kerbiriou, C., 2018. Modelling landscape
connectivity for greater horseshoe bat using an empirical quantification of
1330 resistance. *Journal of Applied Ecology* 55, 2600–2611.
- Pinto, N., Keitt, T.H., 2009. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy
1332 using a graph-theoretic approach. *Landscape Ecology* 24, 253–266.
- Poor, E.E., Loucks, C., Jakes, A., Urban, D.L. 2012. Comparing habitat suitability and
1334 connectivity modeling methods for conserving pronghorn migrations. *PloS
one*, 7(11), e49390.
- 1336 Prevedello, J.A., Vieira, M.V. 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative
review of the evidence. *Biodiversity and Conservation*, 19(5), 1205-1223.
- 1338 Puppim de Oliveira, J.A., Balaban, O., Doll, C.N., Moreno-Peñaranda, R., Gasparatos,
A., Iossifova, D., Suwa, A. 2011. Cities and biodiversity: Perspectives and
1340 governance challenges for implementing the convention on biological diversity
(CBD) at the city level. *Biological Conservation*, 144(5).

- 1342 Puyravaud, J.P., Cushman, S.A., Davidar, P., Madappa, D. 2017. Predicting landscape
connectivity for the Asian elephant in its largest remaining subpopulation. *Animal*
1344 *conservation*, 20(3), 225-234.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R
1346 Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL [https://www.R-
project.org/](https://www.R-project.org/).
- 1348 Rebele, F. 1994. Urban ecology and special features of urban ecosystems. *Global ecology*
and biogeography letters, 173-187.
- 1350 Renton, K. 2001. Lilac-crowned Parrot diet and food resource availability: resource
tracking by a parrot seed predator. *The Condor*, 103(1), 62-69.
- 1352 Ribeiro, J.F., Walter, B.M.T., 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado, in: *Cerrado:*
Ambiente e Flora. Brasilia, DF, pp. 89–166.
- 1354 Ribeiro, J. W., Silveira dos Santos, J., Dodonov, P., Martello, F., Brandão Niebuhr, B.,
Ribeiro, M.C. 2017. LandScape Corridors (LSCORRIDORS): a new software
1356 package for modelling ecological corridors based on landscape patterns and
species requirements. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(11), 1425-1432.
- 1358 Ricklefs, R.E. 2001. *A economia da natureza*. University of Missouri, 5º Ed., USA.
- Salinas-Melgoza, A. 2003. Dinámica espacio-temporal de individuos juveniles del loro
1360 corona lila (*Amazona finschi*) en el bosque seco de la costa de Jalisco. Instituto de
Biología. Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City, 59.
- 1362 SEDUH. 2007. Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal. Documento
Técnico. Secretaria de Estado de Desenvolvimento Urbano e Habitação.
- 1364 Seixas, G.H.F., Mourão, G.M. 2000. Assessment of restocking Blue-fronted Amazon
(*Amazona aestiva*) in the Pantanal of Brazil. *Ararajuba*, 8(2), 73-78.

- 1366 Seixas, G.H.F., Mourão, M.G. 2002. Nesting success and hatching survival of the Blue-
fronted Amazon (*Amazona aestiva*) in the Pantanal of Mato Grosso do Sul,
1368 Brazil. *Journal of Field Ornithology*, 73(4), 399-410.
- Seixas, G.H.F. 2009. Ecologia alimentar, abundância em dormitórios e sucesso
1370 reprodutivo do papagaio-verdadeiro (*Amazona aestiva*) (Linnaeus, 1758) (Aves:
Psittacidae), em um mosaico de ambientes no Pantanal de Miranda, Mato Grosso
1372 do Sul, Brasil.
- Seto, K.C., Fragkias, M., Güneralp, B., Reilly, M.K. 2011. A meta-analysis of global
1374 urban land expansion. *PloS one*, 6(8), e23777.
- Seto, K.C., Güneralp, B., Hutyra, L.R. 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030
1376 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National
Academy of Sciences*, 109(40), 16083-16088.
- 1378 Sick, H. 1985. *Ornitologia Brasileira: uma introdução*. Brasília, Universidade de Brasília.
2 v., p. 828.
- 1380 Sigrist, T. 2009. *The avis brasilis field guide to the birds of Brazil*. São Paulo, pp. 480.
- Silva, J.D. 1995. Birds of the Cerrado region, South America. *Steenstrupia*, 21(1), 69-92.
- 1382 Snyder, N.F., McGowan, P. (Eds.) 2000. *Parrots: status survey and conservation action
plan 2000-2004*. IUCN.
- 1384 Spear, S.F., Balkenhol, N., Fortin, M.J., McRae, B.H., Scribner, K.I.M. 2010. Use of
resistance surfaces for landscape genetic studies: considerations for
1386 parameterization and analysis. *Molecular ecology*, 19(17), 3576-3591.
- Stedman-Edwards, P. 1997. *Socioeconomic Root Causes of Biodiversity Loss: An
1388 Analytical Approach Paper*. Worldwide Fund for Nature, Washington DC.
- Stephens, D.W. 2008. Decision ecology: foraging and the ecology of animal decision
1390 making. *Cognitive, Affective, & Behavioral Neuroscience*, 8(4), 475-484.

- 1392 Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element
of landscape structure. *Oikos*, 571-573.
- 1394 Tegeler, A.K., Morrison, M.L., Szewczak, J.M. 2012. Using extended-duration audio
recordings to survey avian species. *Wildlife Society Bulletin*, 36(1), 21-29.
- 1396 Tischendorf, L., Fahrig, L. 2000. On the usage and measurement of landscape
connectivity. *Oikos*, 90(1), 7-19.
- 1398 Theobald, D.M. 2006. Exploring the functional connectivity of landscapes using
landscape networks. *Conservation Biology Series-Cambridge-*, 14, 416.
- 1400 Tubelis, D.P. 2009. Veredas and their use by birds in the Cerrado, South America: a
review. *Biota Neotropica*, 9(3), 363-374.
- 1402 UN. 2019. United Nations - World population prospects: the 2019 revision. New York,
NY: UN.
- 1404 UNEP-WCMC. CITIES Trade Database Apêndice II. 2005. URL <https://trade.cites.org/>
(acessado em maio de 2019).
- 1406 Umetsu, F., Paul Metzger, J., Pardini, R. 2008. Importance of estimating matrix quality
for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with
Atlantic forest small mammals. *Ecography*, 31(3), 359-370.
- 1408 Valeriano, M.M., Rosetti, D.F., 2011. Topodata: Brazilian full coverage refinement of
SRTM data. *Applied Geography (Sevenoaks)*, v. 32, p. 300-309, 2011. *Applied*
1410 *Geography* 32, 300–309.
- 1412 Van Etten, J. 2018. Gdistance: Distances and Routes on Geographical Grids. R package
version 1.2-2. URL <https://CRAN.R-project.org/package=gdistance>
- 1414 Van Schaik, C.P., Terborgh, J.W., Wright, S.J. 1993. The phenology of tropical forests:
adaptive significance and consequences for primary consumers. *Annual Review*
of ecology and Systematics, 24(1), 353-377.

- 1416 Van Toor, Mariëlle L., Kranstauber, B., Newman, S.H., Prosser, D.J., Takekawa, J.Y.,
Technitis, G., Weibel, R., Wikelski, M., Safi, K. 2018. Integrating Animal
1418 Movement with Habitat Suitability for Estimating Dynamic Migratory
Connectivity. *Landscape Ecology* 33(6), 879–93.
- 1420 Walker, B., Holling, C.S., Carpenter, S., Kinzig, A. 2004. Resilience, adaptability and
transformability in social–ecological systems. *Ecology and society*, 9(2).
- 1422 White Jr, T.H., Collazo, J.A., Vilella, F.J., Guerrero, S.A. 2005. Effects of Hurricane
Georges on habitat use by captive-reared Hispaniolan Parrots (*Amazona ventralis*)
1424 released in the Dominican Republic. *Ornitología Neotropical*, 16, 405-417.
- Whitford, V., Ennos, A.R., Handley, J. F. 2001. “City form and natural process”—
1426 indicators for the ecological performance of urban areas and their application to
Merseyside, UK. *Landscape and urban planning*, 57(2), 91-103.
- 1428 Williams, N.S., Schwartz, M.W., Vesk, P.A., McCarthy, M.A., Hahs, A.K., Clemants,
S.E., Corlett, R.T., Duncan, R.P., Norton, B.A., Thompson, K., McDonnell, M. J.
1430 2009. A conceptual framework for predicting the effects of urban environments
on floras. *Journal of ecology*, 97(1), 4-9.
- 1432 Zeller, K.A., McGarigal, K., Whiteley, A.R. 2012. Estimating landscape resistance to
movement: a review. *Landscape ecology*, 27(6), 777-797.
- 1434 Zhou, W., Pickett, S.T., Cadenasso, M.L. 2017. Shifting concepts of urban spatial
heterogeneity and their implications for sustainability. *Landscape ecology*, 32(1),
1436 15-30.
- Zurlini, G., Petrosillo, I., Jones, K.B., Zaccarelli, N. 2013. Highlighting order and
1438 disorder in social–ecological landscapes to foster adaptive capacity and
sustainability. *Landscape Ecology*, 28(6), 1161-1173.
- 1440

1442 **Anexos**

1444 **Anexo I** – Tabela de descrição das localidades de amostragem com gravadores digitais automáticos para detecção de *Amazona aestiva* na matriz urbana e peri-urbana do Distrito

1446 Federal, Brasil.

1448 Tabela 4. Descrição das localidades amostradas com gravadores digitais automáticos nas matrizes urbana e peri-urbana para detecção de *Amazona aestiva* no Distrito Federal, Brasil. Além da descrição, está incluído o tipo da vegetação

1450 encontrada no ponto de amostragem; o número do ponto (1 a 30); a latitude e a longitude do ponto amostral; e se houve detecção da espécie (1) ou não (0).

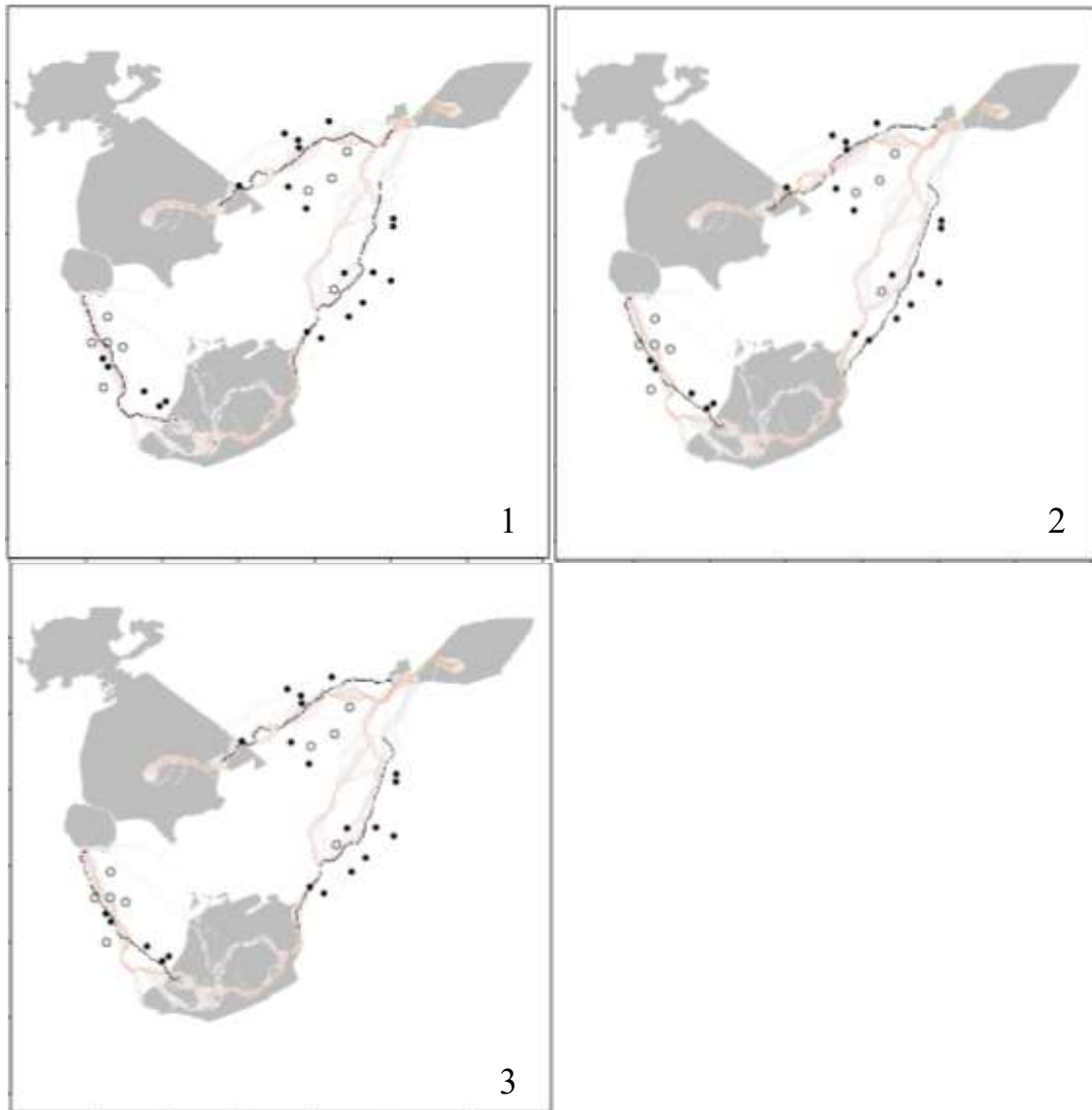
Localidade	Vegetação	Ponto	Latitude	Longitude	Presença
Embrapa Cerrados - Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados	fragmento de cerrado ss	1	15°37'24.51"S	47°45'28.95"W	0
Área rural/ condomínio	fragmento de cerrado ss	2	15°35'14.05"S	47°46'46.53"W	1
Área rural/ fazenda	fragmento de cerrado ss	3	15°36'32.12"S	47°49'3.76"W	1
Área rural/ estrada de terra	fragmento de cerrado ss	4	15°36'3.07"S	47°50'3.16"W	1
Área rural/ Lixão	fragmento de cerrado ss	5	15°37'4.65"S	47°49'0.70"W	1
Área urbana/ transição malha urbana e rural	árvore isolada	6	15°39'17.30"S	47°46'37.42"W	0
Área urbana/ casas	fragmento de cerrado ss	7	15°39'50.41"S	47°49'49.85"W	1
Área rural/ brejo	vereda	8	15°40'8.35"S	47°48'22.38"W	0
Área rural/ fazenda	fragmento de cerrado ss	9	15°41'24.13"S	47°48'32.37"W	1
Área urbana/ entre Parque Nacional de Brasília e Reserva Biológica da Contagem	fragmento de cerrado ss	10	15°39'42.44"S	47°53'26.67"W	1
Área urbana/casas	fragmento de cerrado ss	11	15°50'9.61"S	47°48'35.54"W	1
Área urbana/ casas	vegetação exótica	12	15°50'37.81"S	47°47'33.76"W	1
Área rural/ fazenda	fragmento de cerrado ss	13	15°49'7.51"S	47°45'30.98"W	1

Área rural/ fazenda	fragmento de cerrado ss	14	15°48'8.55"S	47°44'27.80"W	1
Área rural/estrada de asfalto	fragmento de cerrado ss	15	15°45'59.94"S	47°43'40.78"W	1
Área rural/ fazenda	fragmento de cerrado ss	16	15°46'36.82"S	47°42'22.51"W	1
Área urbana/estrada de asfalto	fragmento de cerrado degradado	17	15°47'11.02"S	47°46'34.96"W	0
Área urbana/ casas	fragmento de cerrado ss	18	15°46'1.15"S	47°45'48.22"W	1
Área rural/ fazenda	fragmento de cerrado ss	19	15°42'45.11"S	47°42'10.34"W	1
Área rural/ fazenda	fragmento de cerrado ss	20	15°42'12.30"S	47°42'8.62"W	1
Área rural/ Córrego	fragmento de cerrado ss	21	15°55'17.88"S	47°59'30.73"W	1
Ária rural/ Ária de Relevante Interesse Ecológico	fragmento de cerrado ss	22	15°54'58.02"S	47°59'2.51"W	1
Ária rural/ Fazenda Embrapa	fragmento de cerrado ss	23	15°.814887"S	48°.053884"W	1
Área urbana/casas e prédios	árvore isolada	24	15°52'26.42"S	48° 3'15.24"W	1
Área urbana/ Metrô	árvore isolada	25	15°51'51.77"S	48° 3'37.33"W	1
Área urbana/ linha de transmissão	árvore isolada	26	15°51'3.75"S	48° 2'8.74"W	0
Área urbana/ Parque Ecológico Saburo Onoyama	fragmento de mata de galeria	27	15°50'44.01"S	48° 3'16.89"W	0
Área urbana/ pinheiros	árvore isolada	28	15°53'54.37"S	48° 3'36.68"W	0
Área urbana/ fazenda Geranium	fragmento de mata de galeria	29	15°50'43.48"S	48° 4'25.22"W	0
Área urbana/ Taguaparque	árvores isoladas	30	15°48'53.59"S	48° 3'13.98"W	0

1452

1454

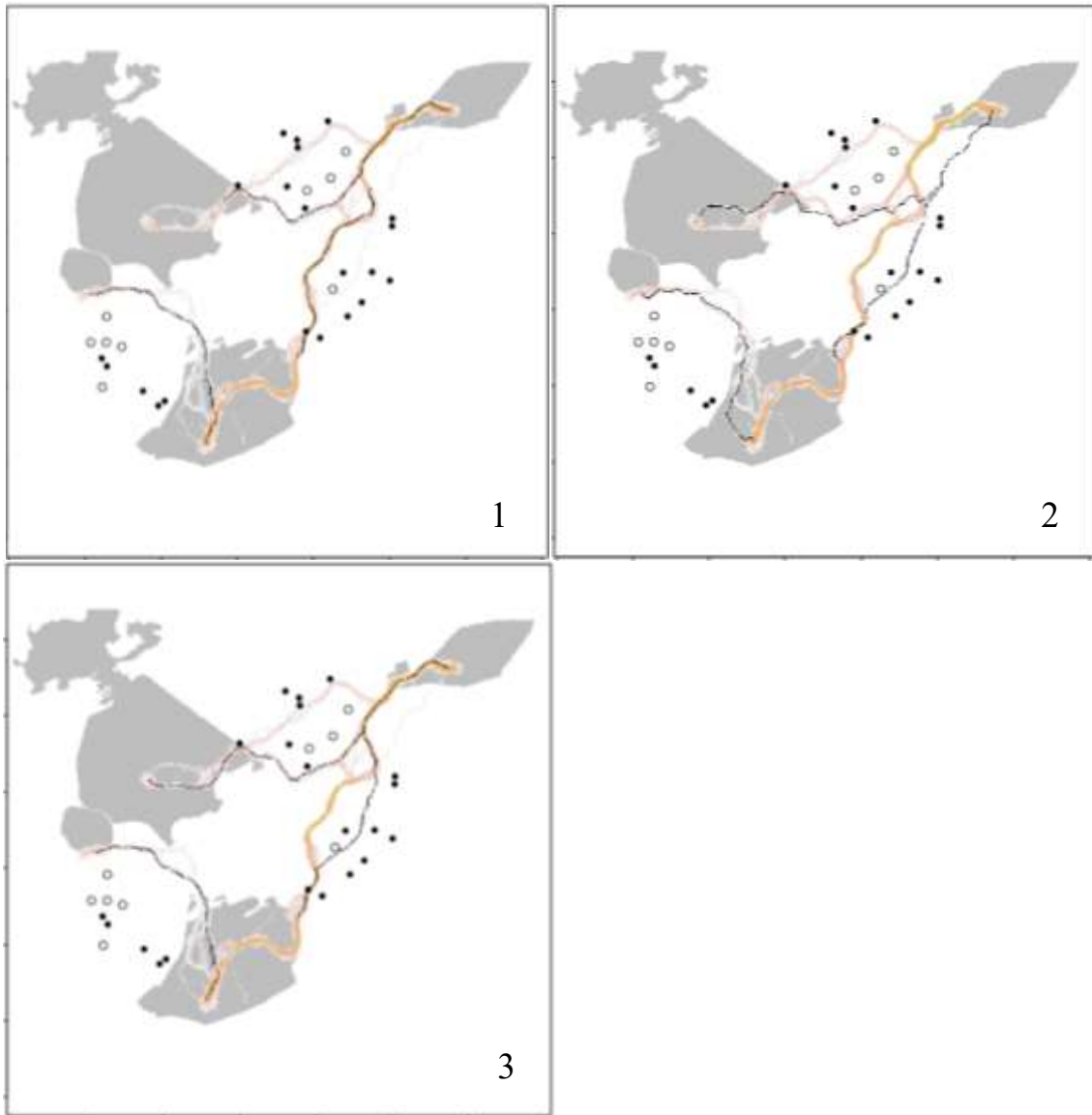
Anexo II – Modelagem das rotas de conectividade para *Amazona aestiva* entre áreas protegidas no Distrito Federal, para os quatro algoritmos feitos em *LSCorridor* (MP, MLmin, MLavg, MLmax), mostrando os três métodos utilizados para traçar um eixo central a partir das múltiplas rotas potenciais.



1460

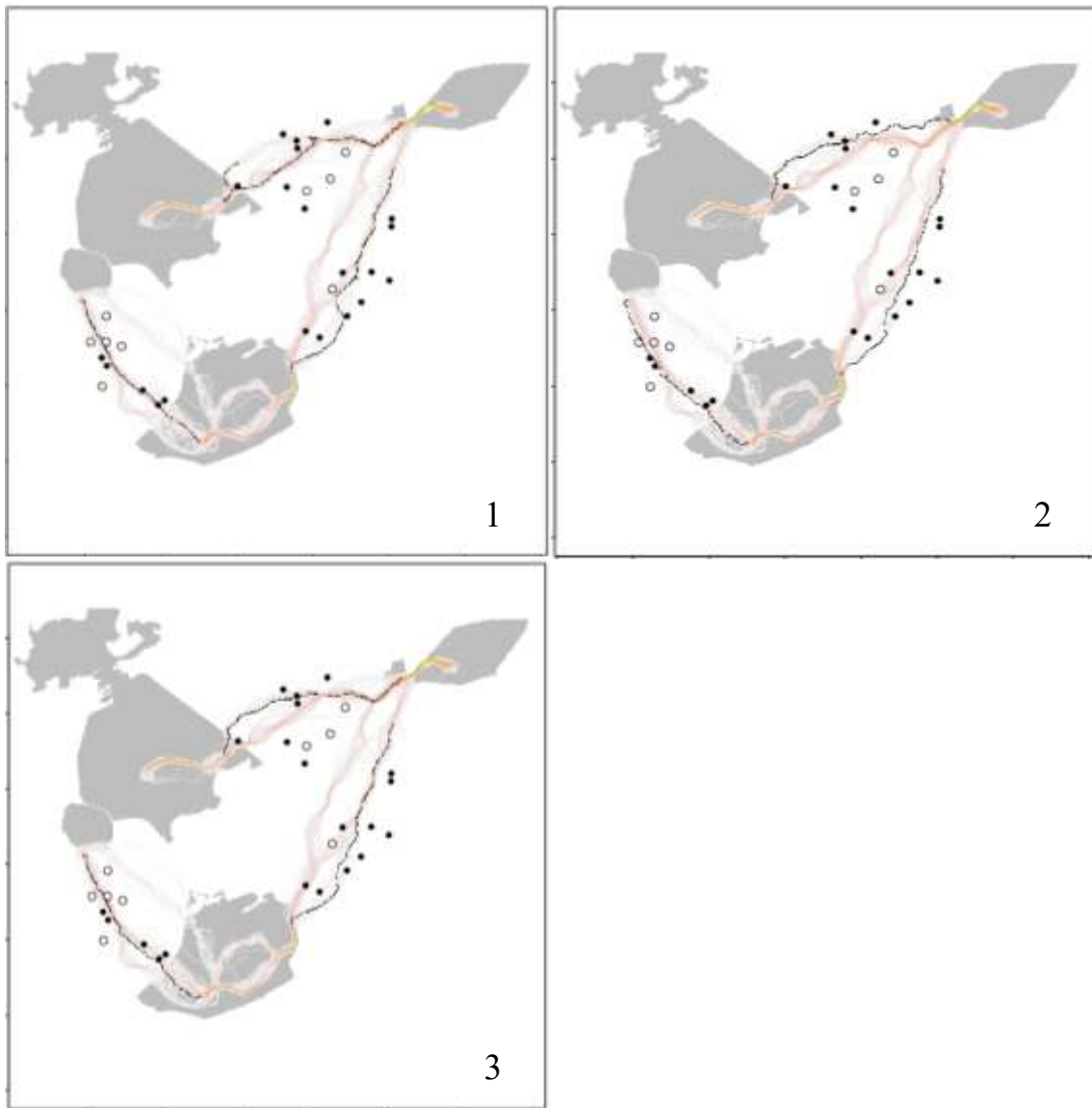
Figura 4. Rotas potenciais do algoritmo MP (*Measured by Pixel*) feito em *LSCorridors* para deslocamento de *Amazona aestiva* no DF, Brasil. Cada figura mostra um método utilizado para traçar um eixo central das múltiplas rotas (em linha preta) sendo (1) rota que passa pelos pixels com maior frequência de simulações, (2) rota que passa pelos pixels com menor frequência de simulações e (3) rota que mistura pixels com maior e menor frequência de simulações. A escala de cores, representada por RSFI (*Route Selection Frequency Index*), mostram o valor de rotas passando por um pixel, variando de 1 (uma rota) a 200 (todas as rotas). Os pontos pretos representam os locais com presença confirmada de *A. aestiva* e os pontos brancos, os locais sem detecção da espécie.

1468



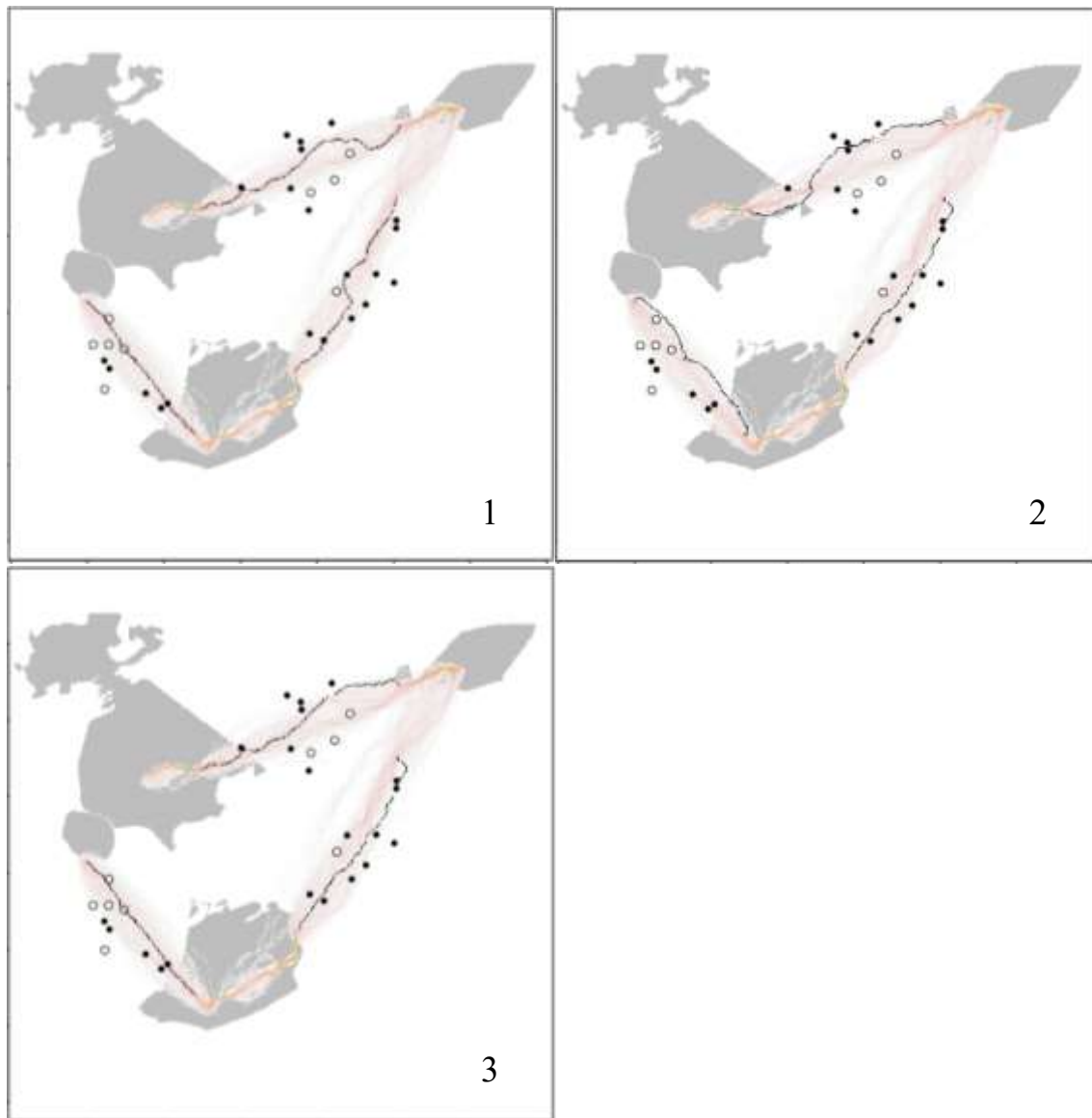
1470 Figura 5. Rotas potenciais do algoritmo MLmin (*Measured by Landscape*) feito em *LSCorridors* para
 1472 deslocamento de *Amazona aestiva* no DF, Brasil. Cada figura mostra um método utilizado para traçar um
 1474 eixo central das múltiplas rotas (em linha preta) sendo (1) rota que passa pelos pixels com maior frequência
 1476 de simulações, (2) rota que passa pelos pixels com menor frequência de simulações e (3) rota que mistura
 pixels com maior e menor frequência de simulações. A escala de cores, representada por RSFI (*Route
 Selction Frequency Index*), mostram o valor de rotas passando por um pixel, variando de 1 (uma rota) a
 200 (todas as rotas). Os pontos pretos representam os locais com presença confirmada de *A. aestiva* e os
 pontos brancos, os locais sem detecção da espécie.

1478



1480 Figura 6. Rotas potenciais do algoritmo MLavg (*Measured by Landscape*) feito em *LSCorridors* para
 1482 deslocamento de *Amazona aestiva* no DF, Brasil. Cada figura mostra um método utilizado para traçar um
 1484 eixo central das múltiplas rotas (em linha preta) sendo (1) rota que passa pelos pixels com maior frequência
 1486 de simulações, (2) rota que passa pelos pixels com menor frequência de simulações e (3) rota que mistura
 pixels com maior e menor frequência de simulações. A escala de cores, representada por RSFI (*Route
 Selction Frequency Index*), mostram o valor de rotas passando por um pixel, variando de 1 (uma rota) a
 200 (todas as rotas). Os pontos pretos representam os locais com presença confirmada de *A. aestiva* e os
 pontos brancos, os locais sem detecção da espécie.

1488

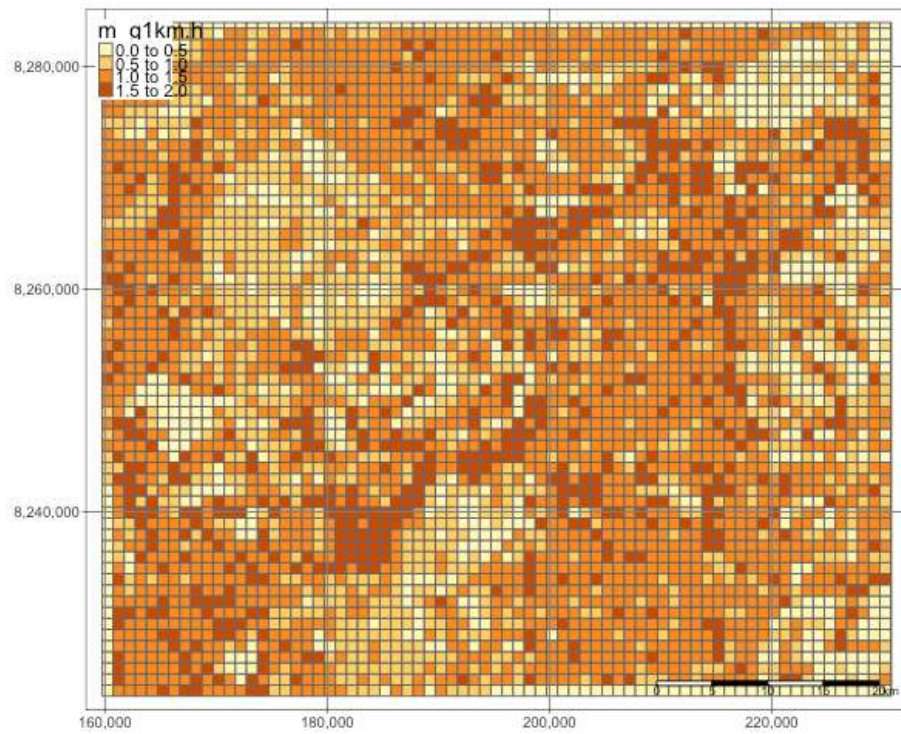


1490 Figura 8. Rotas potenciais do algoritmo MLmax (*Measured by Landscape*) feito em *LSCorridors* para
 1492 deslocamento de *Amazona aestiva* no DF, Brasil. Cada figura mostra um método utilizado para traçar um
 1494 eixo central das múltiplas rotas (em linha preta) sendo (1) rota que passa pelos pixels com maior frequência
 1496 de simulações, (2) rota que passa pelos pixels com menor frequência de simulações e (3) rota que mistura
 pixels com maior e menor frequência de simulações. A escala de cores, representada por RSFI (*Route
 Selction Frequency Index*), mostram o valor de rotas passando por um pixel, variando de 1 (uma rota) a
 200 (todas as rotas). Os pontos pretos representam os locais com presença confirmada de *A. aestiva* e os
 pontos brancos, os locais sem detecção da espécie.

1498

Anexo III – Grades com valores do índice de heterogeneidade da matriz espacial do Distrito Federal, Brasil, representado pelo índice de Shannon-Weaver, para os três tamanhos de escalas testadas.

1502

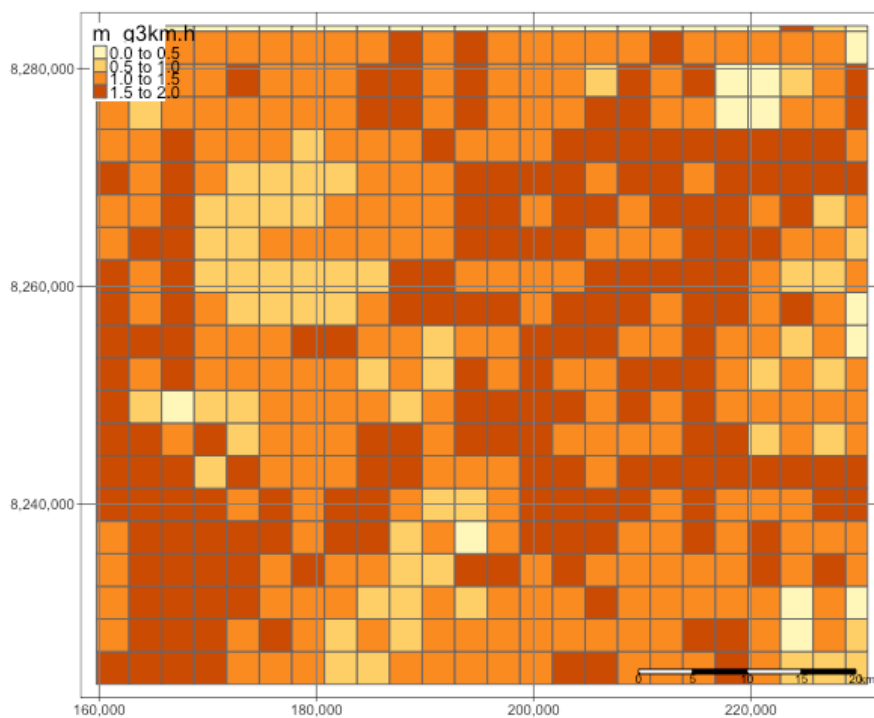


1504

1506

Figura 9. Grade de 1x1 km² da heterogeneidade da matriz espacial, representada pelo cálculo do índice de diversidade de Shannon-Weaver, para o Distrito Federal, Brasil. Os valores do índice variam entre 0 (homogêneo) a 2 (heterogêneo).

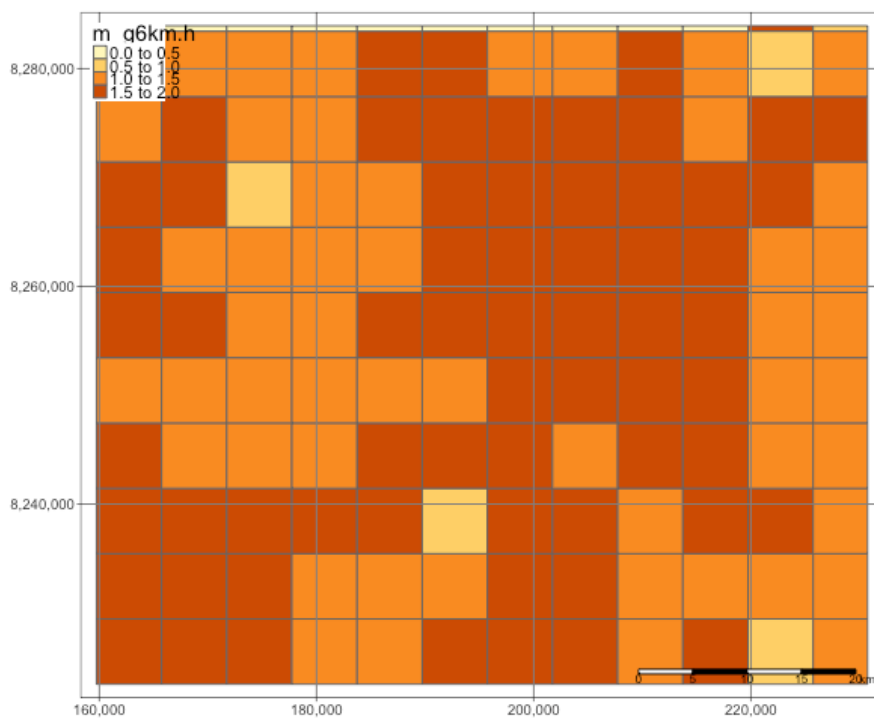
1508



1510

Figura 10. Grade de 3x3 km² da heterogeneidade da matriz espacial, representada pelo cálculo do índice de diversidade de Shannon-Weaver, para o Distrito Federal, Brasil. Os valores do índice variam entre 0 (homogêneo) a 2 (heterogêneo).

1512



1514

Figura 11. Grade de 6x6 km² da heterogeneidade da matriz espacial, representada pelo cálculo do índice de diversidade de Shannon-Weaver, para o Distrito Federal, Brasil. Os valores do índice variam entre 0 (homogêneo) a 2 (heterogêneo).

1516