**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Adequabilidade ambiental dos biomas brasileiros à ocorrência do lobo-
guará (*Chrysocyon brachyurus*) e efeitos da composição da paisagem em sua
ecologia espacial, atividade e movimentação**

Rogério Cunha de Paula

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Ciências. Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2016**

Rogério Cunha de Paula
Bacharel em Ciências Biológicas

**Adequabilidade ambiental dos biomas brasileiros à ocorrência do lobo-guará
(*Chrysocyon brachyurus*) e efeitos da composição da paisagem em sua ecologia
espacial, atividade e movimentação**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientadora:

Profa. Dra. **KATIA MARIA PASCHOALETTO MICCHI DE BARROS FERRAZ**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Ciências. Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2016

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP**

Paula, Rogério Cunha de

Adequabilidade ambiental dos biomas brasileiros à ocorrência do lobo-guará (*Chrysocyon
brachyurus*) e efeitos da composição da paisagem em sua ecologia espacial, atividade e
movimentação / Rogério Cunha de Paula. - - versão revisada de acordo com a resolução
CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2016.
199 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Adequabilidade ambiental 2. Área de vida 3. Cerrado 4. *Chrysocyon brachyurus*
5. Conservação 6. Ecologia espacial 7. Ecologia de movimento 8. Mata Atlântica 9. Modelo
de distribuição de espécies 10. Uso de habitats 11. Variáveis ambientais I. Título

CDD 639.9
P324a

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

**Para Laís,
que partilha os sonhos, a realidade, a vida**

**Para Luna,
que transforma sonhos em realidade, com o fascinante sopro da vida**

**Para os lobos,
que me fazem confundir sonhos e realidade na valente persistência de suas vidas**

AGRADECIMENTOS

Esta tese representa mais um capítulo em um longo livro de histórias. E esse capítulo foi vivido e escrito de forma diferente, direcionado para contribuir com ciência. E durante esses treze anos, desde as primeiras ideias que se transformaram pouco a pouco neste projeto de doutorado, tanta gente esteve diretamente e indiretamente envolvida que difícil é a tarefa de escrever uma seção de agradecimentos. Infelizmente muitos se foram neste caminho, amigos, lobos... E a todos eles dedico parte deste trabalho. E aos que caminharam e ainda caminham juntos pela conservação dos lobos, agradeço profundamente por escrevermos juntos essa história.

Abro esse segmento agradecendo a amiga que aceitou o desafio de me ajudar a transformar tantas informações em ciência. Que me trouxe de volta à academia, ensinou a persistir como os lobos para conquistar esse produto final. Agradeço imensamente então à Kátia Ferraz, em ordem de acontecimento, amiga, orientadora e professora, uma pessoa tão especial que soube conduzir com paciência e objetividade este processo de adaptação de perfil profissional. As ideias, discussões, ensinamentos sobre as diferentes modelagens, tudo que aprendi no universo SIG, além dos ensinamentos acadêmicos, serão carregados vida afora. Agradeço por colocar o Laboratório de Ecologia, Manejo e Conservação (LEMaC) a disposição deste trabalho e estendo o agradecimento a todos os colegas LEMaCkianos.

Este trabalho não poderia ser realizado se não fosse pelo árduo trabalho no sobe e desce da Serra da Canastra, desse caboclo que há 16 anos divide as trilhas e receptores, os GPS e bússolas, divide as ideias e as aflições, as alegrias de ver novos nascimentos de lobos e as tristezas de perder animais ao longo do caminho. Agradeço a Jean Pierre Santos por dividir o conhecimento, e os momentos que recheiam esses anos de histórias e fazem esta tese ainda mais especial.

Agradeço ao amigo, chefe, parceiro, Ronaldo Gonçalves Morato que me motivou a ir atrás desse novo projeto, para o aprimoramento profissional e constantemente esteve presente no projeto de pesquisa, no projeto de doutorado, discutindo métodos e análises, até absorver o caminho da ecologia de movimento para seu aprimoramento profissional também. Sou extremamente grato pela oportunidade de ter me ausentado por grande período do nosso centro para desenvolver esse estudo.

Agradeço ao professor Milton Ribeiro que emprestou por muitos momentos seu conhecimento em viagens de análises de dados na ecologia espacial e ecologia do movimento,

esperando que um dia terminaremos todas as ideias colocadas no papel. Agradeço pela ajuda e por disponibilizar parte da equipe do LEEC à conservação dos lobos.

Agradeço aos amigos do “Lobos da Canastra”, que conhecem tão bem cada um desses animais observados aqui sob os olhos da ciência, mas que para nós se personificam nas histórias vividas desde a primeira fase do projeto em 2004. Gratidão gigante aos amigos Joares May Junior e Ricardo Arrais, veterinários sempre prontos a unir o bem-estar dos animais com as investigações científicas sempre com uma boa dose de diversão no meio do trabalho. Para a querida amiga Fernanda Cavalcanti de Azevedo, que se dedicou tantos anos a cada um dos lobos acompanhados e que continua sempre perto discutindo dados e novas ideias. Sem esses três, nunca poderia ter ido tão longe, mesmo porque sem os vets nem poderia instalar as coleiras... E agradeço em especial Flávio Rodrigues, parte desse grande projeto que juntos construímos e também aos queridos amigos Marcelo Bizerril, Fabiana Rocha, Carla Soares, Vivian Moreno, Flávia Ribeiro (penetra cheia de penas mas que sabe de tudo de lobo!) que cada qual em seu período de contribuição tanto fizeram pelos lobos da Canastra.

Agradeço ao irmão de todas as horas, o amigo Adriano Gambarini, integrante essencial do projeto, que representa uma grande parte deste trabalho, desde sua concepção lá nos idos 2000 e alguma coisa, por todo apoio e ajuda no campo e em todos os lugares, especialmente na documentação de todas as etapas dessa história. Juntos contamos algumas “Histórias de um Lobo”, e que sempre possamos continuar contando essas e outras pelo resto de nossas vidas.

Ao parceirão Frederico Lemos, o naturalista mais jovem que conheço, agradeço pelas discussões científicas, viagens biológicas, pelo apoio no projeto e nas ações pela conservação dos lobos, das raposas, dos mamíferos do Cerrado.

Agradeço em especial à amiga Rose Morato, que acompanhou as primeiras viagens atrás dos lobos de Emas lá em 97 e depois o descobrimento do potencial da Canastra, sempre motivando nas diversas fases do projeto e de minha vida.

Agradeço aos amigos do CENAP por todo apoio nas fases deste trabalho ao Paulo Roberto Amaral e principalmente Valdomiro de Souza Lemos que vivenciaram parte deste trabalho no campo, atrás dos lobos, faça sol, faça chuva, sempre dispostos a ajudar. Ao amigo Danianderson Carvalho por ter dedicado tanto de seu tempo ao Projeto Sou Amigo do Lobo e por ter conseguido traduzir meus garranchos do papel nas incríveis figuras de hipóteses. Ao amigo Whaldener Endo pela ajuda tão vital na reta final, quando tudo parecia tão obscuro no mundo das análises estatísticas no R. Agradeço a amiga Silvia Godoy que também entrou na

roda auxiliando na loucura dos últimos dias e aos demais amigos Geori, Livia, Bia, Elildo, Ricardo, Henrique e Lilian, destacando toda a paciência e dedicação da querida Juliana Lima que sempre ajudou cuidando dos mínimos detalhes no nosso dia a dia do CENAP enquanto estava enfiado nas análises finais e redação da tese.

Agradeço à equipe do Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação da UNESP - Rio Claro, especialmente à Milene Alves-Eigenheer, ao John Ribeiro, ao Bernardo Niebuhr e à Camila Priante por quebrarem a cabeça e darem um super gás nas análises de ecologia de movimento e classificação da paisagem. Parte dessa história é de vocês, sou eternamente grato por essa parceria com gente tão especial.

Agradeço ao Centro de Biologia da Conservação do Smithsonian Institution, que abriram as portas para que eu pudesse aprender novas metodologias de análises de ecologia espacial e ecologia do movimento. Agradeço em especial a amiga Nucharin Songsasen, parte da equipe do nosso projeto, que juntos viabilizamos a compra dos primeiros colares de GPS para os lobos e tanto contribui com ideias e novos planos de trabalho. Agradeço a Peter Leimgruber, a Chris Fleming e a Justin Calabrese por todas as discussões e auxílio em parte das análises de dados de movimento e áreas de vida.

Gostaria de tecer um agradecimento especial também a quem me motivou e sempre inspirou a trabalhar com os lobos, um casal mais que especial, que tenho como grandes amigos, mentores, Jim e Lou Ann Dietz. Desde que nos conhecemos há 16 anos, passaram a desempenhar papel fundamental em minha vida. Todas as histórias contadas da época em que a Serra da Canastra não era um parque nacional lá dos idos 78, as discussões científicas, os ensinamentos, a motivação desde 2000... tudo foi fundamental. Agradeço ao Jim por ter aberto o caminho da pesquisa com a espécie, por suas contribuições valiosas para a conservação e à Lou Ann pela ajuda e incentivo no trabalho com as pessoas da região.

Agradeço ao Instituto Pró-Carnívoros, que sempre esteve ao meu lado em diversos momentos deste caminho, especialmente aos amigos Ricardo Boulhosa, Sandra Cavalcanti, Viviane Pismel e Juliana Fernandes que tanto auxiliaram no desenvolvimento do programa Lobos da Canastra.

Agradeço ao ICMBio por me conceder afastamento oficial para que pudesse me dedicar integralmente aos estudos na primeira metade deste programa e por apoiar esta pesquisa em diversas fases. Agradeço também por parte do ICMBio, os amigos do Parque Nacional da Serra da Canastra, especialmente ao Joaquim Maia Neto, Darlan de Padua, Luiz Arthur Castanheira e Paola Ribeiro, além de tantos amigos conquistados ao longo desses 20 anos de trabalhos diversos na Serra da Canastra.

Agradeço a quem sempre me incentivou em cada momento da minha vida profissional, acompanhando de perto meu trabalho com os lobos até chegar nesta hora onde mais essa etapa vai sendo conquistada com o apoio incondicional. Agradeço minha mãe, Maria Teresa e meu pai Francisco, bem como meus irmãos Rodrigo e Ricardo que sempre, em família participaram intensamente do trabalho com os lobos. Agradeço aos meus pais por terem me formado um homem que acredita e persevera assim como os lobos. Agradeço ainda entre os familiares, o tio Orlando que há 20 anos introduziu a ciência em minha vida e sempre me motivou a ver a pesquisa não só pelo lado da conservação, mas de forma sistemática. Sua carreira e dedicação à ciência é grande inspiração.

Gostaria de finalizar agradecendo a quem respirou diariamente não só este projeto de doutorado, mas dividindo todos os sucessos de qualquer vitória ou histórias não tão boas às vezes... À querida Laís, minha parceira de vida, a super-mulher, mãe perfeita, profissional acima da média, que me ensina tanto como comunicar a mensagem importante, de forma correta, no momento oportuno, mulher de tantas qualidades... Agradeço por toda ajuda neste trabalho, no projeto Lobos da Canastra e por fazer da minha vida, da nossa vida a melhor de todas! Por fim, agradeço à minha flor mais preciosa. Luna, é a luz da minha, de nossas vidas. Que sem entender da importância dessa tese, soube esperar com alegria e paciência essa pedra ser lapidada, para que eu pudesse estar “livre” novamente para viver ao seu lado suas novas aventuras imaginárias. Luna desde os quase três anos, me acompanha no trabalho com os lobos. Deixou sua mensagem para que o mundo inteiro olhe por eles, pelo Cerrado. Agradeço pelo entusiasmo pela natureza, ainda que tão pequenina respirar comigo cada passo, literalmente deste trabalho desde fevereiro de 2013, quando passou a ser “bicheira” de lobo (em suas palavras). Luna esteve presente ajudando na instalação ou remoção de coleiras de diversos lobos. Mas o primeiro lobo que ela mediu foi especial. Luna esteve na instalação do primeiro colar de monitoramento por satélite de um lobo-guará. E essa loba foi batizada por ela, com seu próprio nome.

Luna loba, um dos animais estudados neste trabalho, destoa em muitos comportamentos dos outros animais apresentados. E assim, teimosa como outros de sua espécie, segue desafiando os padrões e prognósticos impostos pela modificação de seus habitats pelo homem. Por isso encerro meu agradecimentos, manifestando minha profunda e eterna gratidão a cada lobo-guará que participou dessa história, desejando que este estudo ajude o tanto que for, em sua trajetória pelos campos do Brasil.

*“Somente a montanha viveu o bastante para ouvir
objetivamente o uivo de um lobo ...”*

Aldo Leopold, 1949

SUMÁRIO

RESUMO.....	14
ABSTRACT.....	17
1 INTRODUÇÃO.....	19
1.1 Objetivos e hipóteses	24
Referências	27
2 ADEQUABILIDADE AMBIENTAL DE BIOMAS BRASILEIROS À OCORRÊNCIA DO LOBO-GUARÁ.....	33
Resumo	33
Abstract.....	34
2.1 Introdução	34
2.2 Material e Métodos.....	39
2.2.1 Área de estudo	39
2.2 Pontos de ocorrência.....	45
2.2.2.1 Reamostragem de pontos.....	45
2.2.3 Variáveis ambientais.....	50
2.2.4 Procedimento de modelagem.....	53
2.3 Resultados.....	55
2.4 Discussão	72
2.4.1 Distribuição Potencial do Lobo-Guará	72
2.4.2 Adequabilidade ambiental à ocorrência do lobo-guará	74
2.4.3 A influência das variáveis ambientais	80
2.5 Conclusões.....	84
Referências	84
Apêndices	95
Anexos	97
3 ECOLOGIA ESPACIAL E EFEITOS DA ANTROPIZAÇÃO NO USO DA PAISAGEM PELO LOBO-GUARÁ.....	99
Resumo	99

Abstract	100
3.1 Introdução	100
3.2 Material e Métodos	104
3.2.1 Área de Estudo	104
3.2.2 Classificação e estrutura da paisagem.....	106
3.2.3 Localizações dos Lobos-Guarás: capturas e monitoramento de animais.....	110
3.2.4 Análises de áreas de vida e áreas nucleares	113
3.2.4.1 Análises das áreas de vida em função da estrutura da paisagem	116
3.2.4.2 Distribuição de pontos nas classes da paisagem	117
3.2.5 Padrões de Atividade	117
3.2.5.1 Actogramas:	118
3.2.5.2 Variações de atividade periódicas e duração de ciclos de atividade / inatividade:	118
3.2.5.3 Índice de Diurnidade:	119
3.2.6 Ecologia do movimento	119
3.2.6.1 Deslocamentos e periodicidade.....	120
3.2.6.2 Métricas de movimento:.....	120
3.2.6.3 Movimentação e paisagem:.....	121
3.3 Resultados	122
3.3.1 Área de vida e áreas nucleares	122
3.3.2 Atividade.....	135
3.3.3 Ecologia do Movimento.....	140
3.3.3.1 Deslocamentos e periodicidade na movimentação	140
3.3.3.2 Trajetórias na paisagem alterada.....	141
3.4 Discussão	149
3.4.1 Tamanho de áreas de vida.....	149
3.4.2 Disposição de classes da paisagem nas áreas de vida.....	151
3.4.3 Padrões de atividade.....	154
3.4.4 Movimentação.....	160
3.5 Conclusões	165
Referências.....	166
Apêndices.....	176

Anexos	194
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	195
Referências	198

RESUMO

Adequabilidade ambiental dos biomas brasileiros à ocorrência do lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) e efeitos da composição da paisagem em sua ecologia espacial, atividade e movimentação

O lobo-guará é uma espécie de ampla distribuição na América do Sul, tendo no Brasil sua maior área de ocorrência. No entanto, as modificações das áreas naturais principalmente destinadas à agropecuária tornam a espécie vulnerável à extinção. A investigação objetivou conhecer em larga escala a área de distribuição potencial gerada por atributos ambientais favoráveis e áreas adequadas à sua ocorrência nos biomas brasileiros e investigar como a espécie responde à estrutura da paisagem, avaliando os efeitos de ambientes modificados pelo homem na sua ecologia espacial, nos padrões de atividade e na movimentação. Modelos de distribuição de espécie foram gerados pelo Maxent, utilizando uma base de pontos de localização de presença a partir de 2000 para o Cerrado (Ce), Pantanal (Pa), Mata Atlântica (MA) e Pampas (Pp) e um conjunto de onze variáveis ambientais não correlacionadas (topográficas, climáticas e paisagísticas). Para análises de ecologia espacial, das atividades e de movimentação, utilizou-se localizações de telemetria (GPS) de animais habitantes de áreas protegidas (AP), e indivíduos em paisagens modificadas (AM). Análises de áreas de vida (AV) foram realizadas utilizando o estimador AKDE e associadas com classificação da paisagem local. Os modelos de distribuição do lobo-guará apresentaram uma área de distribuição potencial de 78% do total dos biomas. Apesar de possuírem grandes proporções de áreas adequadas (Ce, 90%; Pa, 93%; MA, 65% e Pp, 6%), somente um pequeno percentual (4,4% do Ce e 4,7% da MA) possui adequabilidade ambiental acima de 50%. Dos atributos que favorecem sua presença, a altitude (para todos os biomas), a precipitação (Ce e Pa), diferenças de temperatura e uso e cobertura do solo (Ma e Pp) foram os mais importantes. Em nível local, animais apresentaram média de AV de 90Km² em AP e 41Km² em AM, uma diferença significativa ($p < 0,01$) com áreas diretamente proporcionais ao percentual de áreas naturais na paisagem. Ainda, apesar dos padrões regulares de atividade não mostrarem grandes mudanças, o período de repouso foi significativamente maior ($p < 0,01$) entre os animais AM (46% do dia) que em animais AP (25% do dia). Lobos-guarás de AP e AM não apresentaram grandes diferenças no deslocamento diário com média geral de 14km caminhados por dia, com comprimentos de passos de 1Km. Diferenças no comprimento de passo foram relacionadas à composição da diversidade de contato de classes da paisagem com a proporção de ambientes naturais no passo (quanto maior as variáveis, maior o passo). Passos menores refletem menor persistência de movimento interferindo no deslocamento diário. Com os resultados desse estudo identificou-se a MA e Pa muito importantes, mas o Ce como bioma mais adequado à espécie. Foram encontrados indícios de que a estrutura de suas AV, o uso da paisagem, as atividades e movimentação são afetados pela paisagem modificada. Isso pode comprometer a viabilidade populacional, interferindo na presença em uma área e refletindo no seu potencial de distribuição. As estratégias de manejo de uso do solo, e a recuperação e conexão de áreas adequadas são urgentes e necessárias para que o lobo-guará permaneça presente e funcional nas paisagens dos biomas brasileiros.

Palavras-chave: Adequabilidade ambiental; Área de vida; Cerrado; *Chrysocyon brachyurus*; Conservação; Ecologia espacial; Ecologia de movimento; Mata Atlântica; Modelo de distribuição de espécies; Uso de habitats; Variáveis ambientais

ABSTRACT

Environmental Suitability of the Brazilian biomes to the occurrence of the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) and the effects of landscape structure on its spatial ecology, activity, and movements

The maned wolf has an extensive distribution range throughout South America with Brazil holding the largest portion of this area. However, the species is presently under a vulnerable status due to natural habitats alteration especially from farming and ranching. This study aimed to observe in large scale the potential distribution area indicated by favorable environmental attributes and suitable habitats to its presence within the Brazilian biomes and further to investigate how the species respond to the landscape structure, evaluating the effects of human-modified landscapes on its spatial ecology, activity patterns and movements. Species distribution models were generated using Maxent with a database of presence-only locations from 2000 though 2015, of the Cerrado (Ce), Pantanal (Pa), the Atlantic Forest (AF), and the Pampas (Pp) biomes, and eleven uncorrelated environmental variables (topographic, climatic, and landscape-based). As for the spatial ecology, activity and movement analysis, GPS-based telemetry locations were used from animals inhabiting protected (PAs) and disturbed areas (DAs). Home range (HR) analysis was performed using the AKDE estimator and then associated with the landscape-classified image. The distribution models for the maned wolf showed a potential distribution area of 78% of the total biomes range. Despite the high proportion of suitable areas (Ce, 90%; Pa, 93%; AF, 65%, and Pp, 6%), only a small percentage of the biomes (4.4% for Ce and 4.7% for AF) presented values over 50% suitable. Concerning the attributes that favor its presence, the altitude (for all the biomes), the precipitation (Ce and Pa), the temperature differences and land use (AF and Pp) were the most important. At the local scale, maned wolves showed HR sizes (average) with significant differences ($p < 0.01$) between the 90Km² (PA) and 41Km² (DA) with HR size directly related to the proportion of natural areas. Although the general activity patterns were not considerably different between PA and DA, the resting periods of DA's animals (46% of the day) were significantly different ($p < 0.01$) than the period of PA's wolves (46% of the day). Animals did not show changes on the daily movement patterns, accounting with 14km in general average and 1km of average step length (no major differences as well). The variation on the step length was related to the association of the diversity of contacts between landscape classes with the proportion of natural classes at each step (as bigger the variable values, bigger the step). As a consequence of smaller steps, constancy of movement decreases. Considering the results, the AF and Pa outstand as very important biomes, however the Ce was indicated as the most suitable biome. Furthermore, the research indicated signs that the HR structure and the landscape use, besides the activity patterns and the movement are affected by altered landscapes. This might compromise the population viability, interfering directly on its presence in an area and affecting the species distribution. Thus, a proper land use management aiming the recovering of degraded habitats is an important strategy for the maned wolf conservation, so the species can long last survive across the Brazilian biomes.

Keywords: Animal movement; Atlantic Forest; Cerrado; *Chrysocyon brachyurus*; Environmental variables; Habitat use; Home range; Movement ecology; Spatial ecology; Species distribution model

1 INTRODUÇÃO

O lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) é o maior canídeo sul-americano, pesando entre 20 e 33 kg (PAULA et al., 2013). Apesar de possuir uma ampla distribuição, habitando as formações abertas da América do Sul, a espécie está listada entre as ameaçadas de extinção no Brasil, na categoria Vulnerável (BRASIL, 2014), e Quase Ameaçada, pela classificação da União Internacional para a Conservação da Natureza - IUCN (PAULA; DEMATTEO, 2015). O lobo-guará é uma espécie bandeira pela expressividade nas áreas que ocupa e representatividade entre os mamíferos de grande porte do Cerrado. Desempenha importante função ecológica tanto na regulação de populações de suas presas quanto na dispersão de sementes de muitas espécies do Cerrado (RODRIGUES, 2002; MOTTA-JÚNIOR; MARTINS, 2002).

Originalmente a espécie se distribuía amplamente pelas províncias de vegetação aberta do Cerrado, Chaco e Pampas. Hoje, observa-se uma grande redução na área de ocorrência, em especial em sua porção sul, restringindo sua distribuição principalmente ao Cerrado brasileiro (PAULA et al., 2013). Na Argentina e Uruguai restam apenas poucas localidades esparsas onde a espécie ainda ocorre. No Rio Grande do Sul, a outrora ampla distribuição é agora residual, confirmada apenas nos extremos sul (divisa com o Uruguai), e norte (para a região dos campos de cima das Serras Gaúchas) do estado (QUEIROLO et al., 2011).

A espécie ocorre primariamente em habitats abertos, associada com mais frequência à fisionomias campestres, arbustivas, ou savânicas (DIETZ, 1985; EMMONS, 2012; PAULA et al. 2013). Os registros em áreas do Pantanal e de transição do Cerrado com a Caatinga e do Cerrado com a Amazônia são esporádicos. No entanto, é crescente o número de ocorrências em áreas de Mata Atlântica, com destaque para os estados de São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro e Paraná. Além disso, de forma geral, a espécie tem sido registrada em paisagens modificadas para cultivo e pastagens (LYRA-JORGE et al., 2010; VYNNE, 2013). Para Carvalho (1976), o lobo-guará pode habitar áreas de campos e planícies onduladas, bem como regiões de brejo e baixadas alagadas. Coelho et al. (2008), em pesquisa realizada em uma área de transição entre Mata Atlântica e Cerrado no estado de Minas Gerais, observaram uma forte preferência da espécie por regiões de campos rupestres, evitando áreas de florestas úmidas. Estudos observaram associação negativa com áreas florestais, bem como com pastagens, em detrimento de ocupação de plantações de grãos (COELHO et al., 2008; VYNNE et al., 2011). No entanto, em área de transição entre Cerrado e Mata Atlântica no estado de São Paulo, registrou-se a ocorrência de indivíduos em fragmentos florestais (CHIARELLO, 2000). A

presença em paisagens florestais desmatadas ainda suscita questionamentos sobre a viabilidade de habitats e persistência de populações (PAULA; DEMATTEO, 2015). Dietz (1984) e Courtenay (1994) reportaram a ocupação da espécie em áreas florestais convertidas em paisagens abertas, sugerindo a utilização devido a presença de componentes de sua dieta, principalmente a fruta-do-lobo (*Solanum lycocarpum*).

O lobo-guará está presente em áreas com variados graus de interferência humana (MANTOVANI, 2001; EMMONS, 2012; VYNNE, 2013). Atualmente, ocupa com mais frequência áreas alteradas por atividades humanas de diversas intensidades, em ecótonos do Cerrado com a Amazônia e com a Mata Atlântica (QUEIROLO et al., 2011). Sugere-se que esse fato possa denotar uma alta plasticidade na ocupação de habitats ou tolerância às atividades humanas, refletindo baixo risco às populações e, assim, representar uma vantagem adaptativa à espécie (EMMONS, 2012). No entanto, observa-se que o comportamento do lobo-guará em áreas antrópicas é distinto ao de áreas naturais, além de parâmetros fisiológicos serem alterados nessas áreas (AZEVEDO, 2008; MAY-JUNIOR et al., 2009; SPERCOSKI et al., 2011). A perda e/ou fragmentação do habitat pode vir a alterar a estrutura espacial das populações de vertebrados, além de influenciar no tamanho das áreas de vida (CROOKS, 2002; GEHRING; SWIHART, 2004). Menor disponibilidade de alimento, aliado a interferência antrópica direta podem ser os motivos das diferenças de tamanhos de áreas de vida. Assim, a aptidão e a sobrevivência dos indivíduos nessas áreas podem ser sensivelmente diminuídas (WEHTJE; GOMPPER, 2011). As populações residentes nessas áreas antrópicas podem estar sendo sustentadas por indivíduos oriundos de áreas naturais com mais condições de vida. Populações mais estáveis como as presentes em áreas naturais podem servir como fonte para a colonização de áreas sob forte influência humana, que por sua vez seriam áreas sumidouro, as que retiram animais da população devido diversas ameaças (BROWN, 1995).

Outro problema proveniente da fragmentação do ambiente é a deterioração genética das populações, capaz de afetar o sucesso reprodutivo e aumentar a susceptibilidade a doenças (RODRIGUES; DINIZ-FILHO, 2007; RODRIGUES, 2009; FITZPATRICK, 2009). Além disso, há riscos de contaminação por doenças de animais domésticos, as quais podem levar populações à extinção (SILLERO-ZUBIRI et al., 1996; FUNK et al., 2001). Todavia, com relação ao lobo-guará, todas estas inferências são especulativas. Pouca informação existe sobre a tolerância da espécie a áreas alteradas, bem como os efeitos das atividades humanas nas populações.

Aponta-se como a ameaça mais significativa para populações de lobos-guarás a constante modificação de seus habitats primários, especialmente devido à conversão de áreas

naturais em lavouras e pastagens (FONSECA et al., 1994; PAULA et al., 2013). Hoje apenas cerca de 20% da área do Cerrado encontra-se em estado primitivo, e mais de 50% foram convertidos em pastagens e campos agricultáveis (FERREIRA et al., 2007; KLINK, 2013). A maioria das áreas restantes é de pequeno porte e isoladas, não comportando populações viáveis de lobos-guarás (RODRIGUES; OLIVEIRA, 2006). As áreas de vida ocupadas por lobos-guarás são extensas, entre 25 e 156 km² em média, e por isso esses animais necessitam de grandes espaços para manter uma população viável em longo prazo (DIETZ, 1984; CARVALHO; VASCONCELLOS, 1995; SILVEIRA, 1999; MANTOVANI, 2001; RODRIGUES, 2002; AZEVEDO, 2008). Simulações de cenários de perda de habitat para populações de lobos-guarás com número acima de cem indivíduos indicam um probabilidade nula de extinção em 100 anos. No entanto, uma perda de habitat de 1,5 a 2% representa reduções de até 100% no número de indivíduos em populações pequenas (com menos de 50 animais) em apenas 30 anos (PAULA; DESBIEZ, 2013).

Desta forma, matrizes antrópicas podem reduzir as áreas viáveis à conservação de carnívoros silvestres, provocando efeitos negativos tais como redução da disponibilidade alimentar e consequente aumento da competitividade intraespecífica, aumento da exposição a riscos à sobrevivência, como maior taxa de contato com doenças de animais domésticos e assim maior possibilidade de contrair essas doenças (AGUIRRE, 2009). Assim, quanto menor a porcentagem de habitats naturais, maior é a necessidade de circulação em sua área de vida para patrulhamento, forrageamento, busca de parceiros, dispersão e com isso aumenta-se o risco de atropelamentos e superexposição a situações de conflitos com o ser humano devido à predação de animais domésticos (SUNQUIST; SUNQUIST, 2001). Spencoski et al. (2011) e May-Júnior et al. (2009) apontaram indícios fisiológicos de estresse nos lobos-guarás habitantes das áreas de entorno do Parque Nacional da Serra da Canastra, Minas Gerais. Demonstraram que a produção de cortisol e a concentração de colinesterase em lobos-guarás é maior em animais expostos ao contato com humanos. Tanto a resposta hormonal quanto a enzimática resultam em alterações em efeito cascata na saúde dos indivíduos (MAY-JÚNIOR et al., 2009; SPENCOSKI et al., 2011). Novos dados sobre a utilização de diferentes habitats da paisagem antrópica podem permitir uma avaliação mais precisa do risco destas populações.

Além da paisagem, outros componentes ambientais parecem influenciar a distribuição de *Chrysocyon brachyurus*. As atividades são alteradas de acordo com as condições climáticas, acompanhando assim as variações sazonais (EMMONS et al., 2012; TORRES et al., 2013). As diferenças de temperatura e precipitação alteram a oferta de alimento influenciando indiretamente sua ecologia e biologia comportamental (DIETZ, 1984; MOTTA-

JUNIOR, 2000; AMBONI, 2007; QUEIROLO; MOTTA-JUNIOR, 2007; RODRIGUES et al., 2007). Emmons et al. (2012) indicaram alterações significativas nos padrões de atividade e movimentação de indivíduos em área sob forte seca na Bolívia com relação aos padrões observados anteriormente na mesma localidade em estação chuvosa.

A utilização de uma diversidade bastante ampla de ecossistemas pela espécie confere grande amplitude na ocorrência geográfica, refletindo em particularidades ambientais além de ecológicas. No entanto, isso não é o bastante para a manutenção de populações viáveis face a constante modificação de seus habitats primários, especialmente devido à conversão de áreas naturais em lavouras e pastagens. A conversão dos habitats naturais tem sido apontada como a ameaça mais significativa para as populações (EMMONS, 2012; PAULA et al., 2013). Mas as indicações dessas ameaças são baseadas em escassas informações sobre a espécie. Existe uma grande falta de informação sobre a adequabilidade de tais biomas, em seus graus diversos de alteração, à sua ocorrência (TORRES et al., 2013). Avaliações desta natureza, bem como os fatores que contribuem para que o ambiente seja adequado à sua presença são necessárias para que haja entendimento melhor dos problemas ligados à sua conservação.

A área geográfica onde o *Chrysocyon brachyurus*, bem como de qualquer espécie está distribuída, relaciona-se a diversos fatores ambientais, ecológicos, evolutivos (BROWN, 1995; SOBERÓN; PETERSON, 2005). As condições abióticas, como fatores climáticos e geofísicos (o nicho fundamental), associadas a fatores bióticos, representados pelos processos interativos intra e interespecíficos, positivos ou negativos aos quais indivíduos estão sujeitos, como a polinização, parasitismo, competição, predação (o nicho realizado), atuam de forma positiva ou negativa nas populações e afetam a forma que são distribuídas (HUTCHINSON, 1957; PULLIAM, 2000). Ainda, considera-se um terceiro componente essencial à presença de espécies em uma área: a sua acessibilidade a áreas adjacentes refletindo sua habilidade para uma boa dispersão e sua capacidade adaptativa à novas condições (HOLT; GAINES, 1992; SOBERÓN; PETERSON, 2005). No entanto, populações viáveis, estáveis, são encontradas em áreas onde estão distribuídas somente quando os três fatores acima descritos estão interrelacionados e em situação de equilíbrio (SOBERÓN; PETERSON, 2005; PETERSON, 2006).

A distribuição geográfica de uma espécie, de maneira geral, está ligada com a forma com que os indivíduos estão distribuídos nos ambientes que ocupam. Assim, a abundância de indivíduos e consequentemente a densidade populacional refletem sua distribuição em função de condições locais. Tais condições são oferecidas pelos habitats selecionados pelos organismos (BROWN, 1995). Deve-se levar em consideração os habitats, não apenas o lugar

onde um organismo habita, mas como o conjunto de recursos, condições ambientais, presença ou ausência de agentes dos processos interativos (competidores, predadores) de uma área que permitam sua ocupação por um indivíduo, promovendo condições reprodutivas e de sobrevivência (HALL et al., 1997; MORRISON et al., 2006). Desta forma, as características de habitats são específicas para cada espécie, e em alguns casos até para populações que respondem de acordo com as características físicas, ambientais onde se encontram (MORRISON et al., 2006). E em termos associativos, a distribuição de uma espécie estará intimamente ligada com o tipo ou os tipos de habitats selecionados por um indivíduo ou população, associado com seus nichos e a sua capacidade de acessar outras áreas a partir de seu potencial adaptativo (BROWN, 1995). A seleção de habitats adequados para as diversas funções biológicas e ecológicas é essencial para a manutenção de populações a longo prazo. E neste sentido, a resposta de indivíduos aos tipos de ambientes disponíveis é um fator que determina muitas vezes toda distribuição de um espécie (BROWN, 1995).

A disposição de indivíduos na paisagem associada com os processos ecológicos envolvidos refletem em indicativos da dinâmica de uso dos habitats por uma espécie e consequentemente permite indicar as variáveis relacionadas à sua ocupação e permanência em uma determinada área (MORRISON et al., 2006). A ecologia espacial de indivíduos selvagens auxilia no entendimento dos detalhes da movimentação destes no ambiente, consequência das pressões internas e externas às populações (KERNOHAN et al., 2001; WHITE; HARRIS, 1994). Durante grande parte de suas vidas os animais ocupam uma área espacialmente definida e esta pode consistir de um mosaico de lugares importantes usados de formas diferentes ao longo de suas existências (EWER, 1998; POWELL, 2000). Quantificar essas áreas pode revelar muito a respeito da dinâmica ecológica e social das espécies (BURT, 1943; MCNAB, 1963; ROCHA, 2006). Entre os mamíferos carnívoros, o tamanho das áreas de vida e outros aspectos do uso e sua movimentação no espaço são influenciados pelo padrão de distribuição dos recursos, em destaque para a disponibilidade e a qualidade dos recursos alimentares (BURT, 1943; AMBONI, 2007; BROOMHALL et al., 2003; MACDONALD, 1983; MIZUTANI; JEWELL, 1998; POWELL, 2000). Além disso, outros fatores também contribuem como a maturidade sexual e o status social (BOYDSTON et al., 2003; LOGAN; SWEANOR, 2001), o acesso às fêmeas (MIZUTANI; JEWELL 1998) e o acesso a locais potenciais de reprodução e abrigo (EWER, 1998).

Uma das questões essenciais à conservação é entender como as alterações da paisagem, decorrentes do processo de desenvolvimento através da expansão urbana e da agropecuária, afetam a diversidade biológica. Enquanto algumas espécies são mais sensíveis

aos impactos humanos sobre seus habitats naturais, outras se favorecem com o processo antrópico (QUIGLEY; CRAWSHAW, 1992; SILVA, 1999; CROOKS, 2002; MAZZOLLI et al., 2002; RANVAUD; BUCHER, 2006; FERRAZ et al., 2007; PALMEIRA et al., 2008). Compreender a relação entre condições ambientais e distribuição potencial de espécies é fundamental para a elaboração de estratégias adequadas para a manutenção de ecossistemas e para a conservação da biodiversidade.

O lobo-guará é uma espécie que apresenta grande plasticidade na ocupação de habitats. No entanto, a carência de informações acerca de sua utilização do espaço disponível e as resposta à modificação dos ambientes naturais, é um entrave ao desenvolvimento de estratégias de conservação. Assim, é necessário conhecer o perfil de uso da paisagem e a tolerância da espécie a ambientes antrópicos a fim de se manejar as populações existentes de modo a aumentar a sua probabilidade de sobrevivência em longo prazo.

1.1 Objetivos e hipóteses

A investigação se baseou em dois segmentos. Primeiramente buscou-se conhecer em larga escala a área de distribuição potencial gerada por atributos ambientais favoráveis e as áreas adequadas à espécie nas análises da **adequabilidade ambiental dos biomas brasileiros à ocorrência do lobo-guará (Capítulo 2)**; e complementar, de forma refinada, entender como os indivíduos respondem à estrutura da paisagem onde se encontram pelas análises da **ecologia espacial, padrões de atividade movimento em áreas naturais e antrópicas** em uma área sob influência de uma unidade de conservação de proteção integral contrastando com propriedades rurais (**Capítulo 3**).

O estudo foi pautado na hipótese geral de que a ocupação dos ecossistemas pelo lobo-guará e a dinâmica de utilização dos habitats são negativamente influenciadas por alterações na estrutura da paisagem em função da ocupação humana. A partir disso, para cada segmento investigativo foram testadas hipóteses que atenderam às questões pertinentes aos tópicos estudados:

- Capítulo 2. Adequabilidade ambiental dos biomas brasileiros à ocorrência do lobo-guará:

- a) A importância do bioma à presença do lobo-guará está relacionada à proporção de áreas adequadas à sua ocorrência, sendo maior no bioma Cerrado, seguido da Mata Atlântica, Pantanal e Pampas (Figura 1.1).

Figura 1.1 – Hipótese Adequabilidade ambiental em função da proporção do Bioma

- Capítulo 3. Ecologia espacial e os efeitos da antropização no uso da paisagem pelo lobo-guará:

- a) O tamanho das áreas de vidas de lobo-guará está diretamente relacionado com a proporção de classes naturais e antrópicas da paisagem (quanto maior a proporção de áreas antrópicas, maior o tamanho das áreas de vida) (Figura 1.3).

Figura 1.3 – Hipótese tamanho de áreas de vida em função da proporção de áreas naturais e antrópicas (linha tracejada = área de vida)

- b) As paisagens alteradas interferem diretamente nas áreas nucleares (quanto maior a proporção de áreas alteradas na área de vida, menores e mais fragmentados são os núcleos) (Figura 1.4).

Figura 1.4 – Hipótese quantidade e tamanho de áreas nucleares em função da proporção de áreas alteradas na área de vida

- c) O período de atividade de indivíduos é inversamente proporcional à modificação da paisagem (quanto mais modificada a paisagem, menor o período de atividade) (Figura 1.5).

Figura 1.5 – Hipótese período de atividade diária em função da estrutura da paisagem

d) A movimentação do lobo-guará é dificultada em paisagens modificadas (Figura 1.6).

Figura 1.6 – Hipótese facilidade de movimentação em função da estrutura da paisagem

Referências

AGUIRRE, A.A. Wild canids as sentinels of ecological health: a conservation medicine perspective. **Parasites & Vectors**, London, v. 2, suppl. 1, p. S7, Mar. 2009.

AMBONI, M.P.M. **Dieta, disponibilidade alimentar e padrão de movimentação do lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus*, no Parque Nacional da Serra da Canastra, MG.** 2007. 108 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Manejo e Conservação da Vida Silvestre) - Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

AZEVEDO, F.C. **Área de vida e organização espacial de lobos-guará (*Chrysocyon brachyurus*) na região do Parque Nacional da Serra da Canastra, Minas Gerais, Brasil.** 2008. 104 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Manejo e Conservação da Vida Silvestre) - Instituto de Ciências Biológicas - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

BOYDSTON, E.E.; KAPHEIM, K.M.; SZYKMAN, M.; HOLEKAMP, K. E. Individual variation in space use by female spotted hyenas. **Journal of Mammalogy**, Oxford, v. 84, p. 1006–1018, 2003.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa nº 003, de 17 de dezembro de 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. **Diário Oficial da União**, Brasília, 18 dez. 2014. Seção 1, p. 121-126.

BROOMHALL, L.S.; MILLS, M.G.L.; TOIT, J.T.D. Home range and habitat use by cheetahs (*Acinonyx jubatus*) in the Kruger National Park. **Journal of Zoology**, London, v. 261, p. 119-128, 2003.

- BROWN, J. H. **Macroecology**. Chicago: University of Chicago Press, 1995. 269 p.
- BURT, W.H. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. **Journal of Mammalogy**, Oxford, v. 24, n. 3, p. 346-352, 1943.
- CARVALHO, C.T.; VASCONCELLOS, L.E.M. Disease, food and reproduction of the maned wolf - *Chrysocyon brachyurus* (Illiger)(Carnivora, Canidae) in Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 12, p. 627-640, 1995.
- CHIARELLO, A.G. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 60, n. 2, p. 237-247, 2000.
- COELHO, C.M.; DE MELO, L.F.B.; SÁBATO, M.A.L.; MAGNI, E.M.V.; HIRSCH, A.; YOUNG, R.J. Habitat use by wild Maned Wolves (*Chrysocyon brachyurus*) in a transition zone environment. **Journal of Mammalogy**, Oxford, v. 89, n. 1, p. 97-104, 2008.
- COURTENAY, O. Conservation of the Maned Wolf: fruitful relations in a changing environment. **Canid News**, Oxford, v. 2, p. 41-43, 1994.
- CROOKS, K. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. **Conservation Biology**, Malden, v. 16, p. 488-502, Apr. 2002.
- DIETZ, J.M. Ecology and social organization of the Maned Wolf (*Chrysocyon brachyurus*). **Smithsonian Contributions to Zoology**, Washington, v. 392, p. 1-5, 1984.
- _____. *Chrysocyon brachyurus*. **Mammalian Species**, Oxford, v. 234, p. 1-4, 1985.
- EMMONS, L.H. **The Maned Wolves of Noel Kempff Mercado National Park**. Washington: Smithsonian Institute Scholarly Press, 2012. 150 p.
- EMMONS, L.H.; CHÁVEZ, V.; DEL AGUILA, L.F.; ANGULO, S. Activity patterns. In: EMMONS, L.H. **The Maned Wolves of Noel Kempff Mercado National Park**. Washington: Smithsonian Institute Scholarly Press, 2012. p. 15-24.
- EWER, R. F. **The carnivores**. New York: Cornell University Press. 1998. 544 p.
- FERRAZ, K.M.P.M.B.; FERRAZ, S.F.B.; MOREIRA, J.R.; VETTORAZZI, C.A.; VERDADE, L. M. Capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) distribution in agroecosystems: a cross-scale habitat analysis. **Journal of Biogeography**, Malden, v. 34, p. 223-230, 2007.
- FERREIRA, M.E.; FERREIRA JR, L.G.; FERREIRA, N.C.; ROCHA, G.F.; NEMAYER, M. Desmatamentos no bioma Cerrado: uma análise temporal (2001-2005) com base nos dados MODIS-MOD13Q1. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, São José dos Campos. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2007. p. 3877-3883.
- FITZPATRICK, J.L.; EVANS, J.P. Reduced heterozygosity impairs sperm quality in endangered mammals. **Biology Letters**, London, v. 5, n. 3, p. 320-323, 2009.

FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A.B.; COSTA, C.M.R.; MACHADO, R.B.; LEITE, Y.L.R. **Livro vermelho dos mamíferos brasileiros ameaçados de extinção**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 1994. 459 p.

FUNK, S.M.; FIORELLO, C.V.; CLEAVELAND, S.; GOMPPER, M.E. The role of disease in carnivore ecology and conservation. In: GITTLEMAN, J.L.; FUNK, S.M.; MACDONALD, D.; WAYNE, R. (Ed.). **Carnivore conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. p. 443–466. (Conservation Biology, 5).

GEHRING, T.M.; SWIHART, R.K. Home range and movements of long-tailed weasels in a landscape fragmented by agriculture. **Journal of Mammalogy**, Oxford, v. 85, p. 79–86, 2004.

HALL, L.S.; KRAUSMAN, P.R.; MORRISON, M.L. The habitat concept and a plea for standard terminology. **Wildlife Society Bulletin**, Malden, v. 25, n. 1, p. 173–182, 1997.

HOLT, R.D.; GAINES, M.S. Analysis of adaptation in heterogeneous landscapes: Implications for the evolution of fundamental niches. **Evolutionary Ecology**, Geelong, v. 6, p. 433–447, 1992

HUTCHINSON, G.E. Concluding remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, New York, v. 22, p. 415–427, 1957.

KERNOHAN, B.J.; GITZEN, R.A.; MILLSPAUGH J.J. Analysis of animal space use and movements. In: MILLSPAUGH, J.J.; MARZLUFF, J.M. **Radio tracking and animal populations**. San Diego: Academic press, 2001. p. 125–166.

KLINK, C.A. Policy intervention in the Cerrado Savannas of Brazil: Changes in land use and effects on conservation. In: CONSORTE-MCCREA, A.; FERRAZ, E. (Ed.). **Ecology and conservation of the Maned Wolf: multidisciplinary perspectives**. London: CRC Press, 2013. p. 293–307.

LOGAN, K.A.; SWEANOR, L.L. **Desert Puma: evolutionary ecology and conservations of an enduring carnivore**. Washington: Island Press, 2001. 463 p.

LYRA-JORGE, M.C.; RIBEIRO, M.C.; CIOCHETI, G.; TAMBOSI, L.R.; PIVELLO, V.R. Influence of multi-scales landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, Ciudad Real, v. 56, p. 359–368, 2010.

MACDONALD, D.W. The ecology of carnivore social behaviour. **Nature**, New York, v. 301, p. 379–384, 1983.

MANTOVANI, J.E. **Telemetria convencional e via satélite na determinação da área de vida de três espécies de carnívoros da região nordeste do Estado de São Paulo**. 2001. 133 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e Saúde. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2001.

MAY-JÚNIOR, J. A.; SONGSASEN, N.; AZEVEDO, F.C; SANTOS, J.P.; PAULA, R.C.; RODRIGUES, F.H.G.; RODDEN, M.D.; WILDT, D.E.; MORATO, R.G. Hematology and blood chemistry parameter differs in free-ranging maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) living in the Serra da Canastra National Park (Brazil) versus adjacent farmlands. **Journal of Wildlife Diseases**, Lawrence, v. 45, p. 81-90, 2009.

MAZZOLLI, M.; GRAIPEL, M. E.; DUNSTONE, N. Mountain Lion depredation in Southern Brazil. **Biological Conservation**, Massachusetts, v. 105, p. 43-51, 2002.

MIZUTANI, F.; JEWELL, P.A. Home-range and movements of leopards (*Panthera pardus*) on a livestock ranch in Kenya. **Journal of Zoology**, Malden, v. 244, p. 269-286, 1998.

MCNAB, B.K. Bioenergetics and the determination of home range size. **The American Naturalist**, Chicago, v. 97, p. 133-140, 1963.

MIZUTANI, F.; JEWEL, P.A. Home-range and movements of leopards (*Panthera pardus*) on a livestock ranch in Kenya. **Journal of Zoology**, Malden, v. 244, p. 269-286, 1998.

MORRISON, M.L.; MARCOT, B.G.; MANNAN, R.W. **Wildlife-habitat relationships: concepts and applications**. Washington: Island Press, 2006. 493 p.

MOTTA-JUNIOR, J.C. Variação temporal e seleção de presas na dieta do lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus* (Mammalia: Canidae), na Estação Ecológica de Luiz Antônio, SP. In: SANTOS, J.E.; PIRES, J.S.R. (Ed.). **Estação Ecológica de Jataí**. São Carlos: RIMA Editora, 2000. v. 1, p. 331-346.

MOTTA-JÚNIOR, J.C.; MARTINS, K. The frugivorous diet of Maned Wolf, *Chrysocyon brachyurus*. In LEVEY, D.; SILVA, W.R.; GALETTI, M. (Ed.). **Brazil: ecology and conservation in seed dispersal and frugivory; ecology, evolution and conservation**. Wallingford: CABI, 2002. p. 291-303.

PALMEIRA, F.B.L.; CRAWSHAW JR., P.G; HADDAD, C.M; FERRAZ, K.M.P.M.B.; VERDADE, L.M. Cattle depredation by puma (*Puma concolor*) and jaguar (*Panthera onca*) in central-western Brazil. **Biological Conservation**, Massachusetts, v. 141, p. 118-125, 2008.

PAULA, R.C.; DEMATTEO, K. *Chrysocyon brachyurus*. In: **The IUCN red list of threatened species 2015**. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T4819A82316878.en>>. Acesso em: 01 jan. 2016. 2015

PAULA, R.C.; DESBIEZ, A. Population viability analysis. In: CONSORTE-MCCREA, A.; FERRAZ, E., **Ecology and conservation of the Maned Wolf: multidisciplinary perspectives**. London: CRC Press, 2013. p. 15-34.

PAULA, R.C.; RODRIGUES, F.H.G; QUEIROLO, D.; JORGE, R.P.S.; LEMOS, F.G.; RODRIGUES, L.A. Avaliação do estado de conservação do Lobo-guará *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, Brasília, v. 3, p. 146-159, 2013.

PETERSON, A.T. Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. **Biodiversity Informatics**, Kansas, v. 3, p. 59-72, 2006.

PULLIAM, H.R. On the relationship between niche and distribution. **Ecological Letters**, Malden, v.3, p. 349–361. 2000.

QUEIROLO, D.; MOTTA-JUNIOR, J.C. Prey availability and diet of maned wolf in Serra da Canastra National Park, southeastern Brazil. **Acta Theriologica**, Berlin, v. 52, n. 4, p. 391-402, 2007.

QUEIROLO, D.; MOREIRA, J. R.; SOLER, L.; EMMONS, L.H.; RODRIGUES, F.H.G.; PAUTASSO, A.S.A; CARTES, J. L.; SALVATORI, V. Historical and current range of the Near Threatened maned wolf *Chrysocyon brachyurus* in South America. **Oryx**, Cambridge, v. 45, n. 2, p. 296-303, 2011.

QUIGLEY, H.B.; CRAWSHAW JR, P.G. A conservation plan for the jaguar *Panthera onca* in the Pantanal region of Brazil. **Biological Conservation**, Massachusetts, v. 61, p. 149-157, 1992.

RANVAUD, R. D.; BUCHER. E.H. Explosions of the eared dove: the unique case in southeast Brazil. **Acta Zoologica Sinica**, Oxford, v. 52, p. 568-569, 2006.

ROCHA, F.L. **Área de uso e seleção de habitats de três espécies de carnívoros de médio porte na Fazenda Nhumirim e arredores, Pantanal da Nhecolândia, MS.** 2006. 109 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Corumbá, 2006.

RODRIGUES, F.H.G. **Biologia e conservação do lobo-guará na Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF.** 2002. 105 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

RODRIGUES, F.H.G.; OLIVEIRA, T.G. Unidades de Conservação e seu papel na conservação de carnívoros brasileiros. In: WORKSHOP DE PESQUISA PARA A CONSERVAÇÃO DE CARNÍVOROS NEOTROPICAIS, 1., 2006, São Paulo. **Manejo e conservação de carnívoros neotropicais**. São Paulo: Edições IBAMA, 2006. p. 97-110.

RODRIGUES, F.M.; DINIZ-FILHO, J.A.F. Extinction of canid populations by inbreeding depression under stochastic environments in southwestern Goiás state: a simulation study. **Genetics and Molecular Biology**, Ribeirão Preto, v. 30, n. 1, p. 121-126, 2007.

RODRIGUES, M.L.F. **Diversidade genética e estrutura populacional do lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*).** 2009. 35 p. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Faculdade de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2009.

SILLERO-ZUBIRI, C.; MACDONALD, D.W. ; KING, A.A. Rabies and mortality in Ethiopian wolves (*Canis simensis*). **Journal of Wildlife Diseases**, Lawrence, v. 32, p. 80–86, 1996.

SILVA, J.J.C. **Study on the Blackbird (*Agelaius ruficapillus* Viellot–Emberizidae, Aves) in the rice production area of southern Rio Grande do Sul, Brazil:** basis for a population control management program. Wageningen: Landbouw Universiteit, 1999. 116 p.

SILVEIRA, L. **Ecologia e conservação dos mamíferos carnívoros do Parque Nacional das Emas**. 1999. 125 p. Dissertação (Mestrado em Biologia) - Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 1999.

SOBERÓN, J.; PETERSON, A.T. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. **Biodiversity Informatics**, Kansas, v. 2, p. 1-10, 2005.

SPERCOSKI, K.M.; MORAIS, R.N.; MORATO, R.G.; DE PAULA, R.C.; AZEVEDO, F.C., MAY-JÚNIOR, J.A.; SANTOS, J.P.; REGHELIN, A.L.; WILDT, D.E.; SONGSASEN, N. Adrenal activity in maned wolves is higher on farmlands and park boundaries than within protected areas. **General and Comparative Endocrinology**, Denver, v. 179, p. 232-240. 2011.

SUNQUIST, M.E.; SUNQUIST, F. Changing landscapes: consequences for carnivores. In: GITTLEMAN, J.L.; FUNK, S.M.; MACDONALD, D.; WAYNE, R.K. (Ed.). **Carnivore conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. p. 399-418.

TORRES, R.; JAYAT, J.P.; PACHECO, S. Modelling potential impacts of climate change on the bioclimatic envelope and conservation of the Maned Wolf (*Chrysocyon brachyurus*). **Mammalian Biology**, Viena, v. 78, p. 41:49, 2013.

VYNNE, C. Agricultural expansion and the future of the Maned Wolf. In: CONSORTE-MCCREA A.G.; SANTOS, E.F. (Ed.). **Ecology and conservation of the Maned Wolf: multidisciplinary perspectives**. Boca Raton: CRC Press, 2013. p. 165-176.

VYNNE, C.; KEIM, J.L.; MACHADO, R.B.; MARINHO-FILHO, J.; SILVEIRA, L.; GROOM, M.J.; WASSER, S.K. Resource selection and its implications for the wide-ranging mammals of the Brazilian Cerrado. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 6, n. 12, p. e28939, 2011.

WEHTJE, M.; GOMPPER, M.E. Effects of an experimentally clumped food resource on raccoon *Procyon lotor* home-range use. **Wildlife Biology**, Lund, v. 17, n. 1, p. 25-32, 2011.

WHITE, P.C.L.; HARRIS, S. Encounters between red foxes (*Vulpes vulpes*): implications for territory maintenance, social cohesion and dispersal. **Journal of Animal Ecology**, London, v. 63, p. 315-327, 1994

2 ADEQUABILIDADE AMBIENTAL DE BIOMAS BRASILEIROS À OCORRÊNCIA DO LOBO-GUARÁ

Resumo

O lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) é uma espécie ameaçada pela alteração de habitats naturais em lavouras e pastagens. Nos últimos anos a espécie tem sido registrada em áreas degradadas gerando questionamentos sobre seu potencial adaptativo ou falta de condições ideais nos habitats naturais. Este estudo objetivou avaliar a adequabilidade ambiental dos biomas brasileiros à ocorrência do lobo-guará e, mais especificamente, analisar as características ambientais que favorecem sua presença na área de ocorrência. Modelos de distribuição de espécie foram gerados pelo Maxent utilizando uma base de pontos de localização de presença a partir de 2000 para o Cerrado (n= 427), Pantanal (n=21), Mata Atlântica (n=81) e Pampas (n=1) e um conjunto de 11 variáveis ambientais não correlacionadas, incluindo topográficas, climáticas e paisagísticas. Os modelos de adequabilidade ambiental foram categorizados em ‘muito baixa’ (com valores inferiores a 25% de adequabilidade), ‘baixa’, de 25 a 50%, ‘média’, de 50 a 75% e ‘alta’, acima de 75%. Foram gerados modelos conjuntos para o Cerrado e Pantanal (M1) e Mata Atlântica e Pampas (M2). Os modelos de distribuição do lobo-guará (M1: AUC=0,88 ± 0,02, p < 0,01, erro de omissão = 0,6%; M2: AUC=0,83 ± 0,04, p < 0,01, erro de omissão = 4%) apresentaram em conjunto uma área de distribuição potencial equivalente a 78% do total dos quatro biomas. O Cerrado possui 90% de área adequada à ocorrência do lobo, seguido de 93% do Pantanal, 65% da Mata Atlântica e somente 6% do Pampa. No entanto, somente 4,4% do Cerrado e 4,7% da Mata Atlântica possuem adequabilidade ambiental à ocorrência do lobo-guará acima de 50%. O restante, mais de 95% das áreas desses biomas, são inadequados ou com adequabilidade baixa e muito baixa. Apesar do Pantanal ser o bioma com maior proporção de áreas adequadas, 92% de suas áreas apresentam baixa e muito baixa adequabilidade e no Pampas, somente 6% da área é adequada, porém com adequabilidade muito baixa. Os valores encontrados sugerem uma qualidade extremamente baixa dos biomas à sobrevivência da espécie em longo prazo. Das onze variáveis utilizadas, cinco se mostraram de grande importância para a distribuição da espécie, sendo a altitude (29%), a sazonalidade da temperatura (14%) e precipitação no mês mais frio (11%) as de maior influência no Cerrado e Pantanal, e a precipitação no quarto mais quente (25%), a altitude (20%) e o uso e cobertura do solo (14%) contribuíram para explicar a distribuição potencial da espécie nestes biomas. A altitude representou a variável mais importante à ocorrência da espécie, seguida de climáticas de temperatura e precipitação. Com os resultados obtidos, observou-se que a Mata Atlântica e Pantanal representam áreas não marginais na distribuição da espécie, mas com características para serem incluídas entre os biomas de ocorrência. O Cerrado apresentou maior extensão de áreas de média e alta adequabilidade, sendo identificado como o bioma mais adequado e importante à ocorrência da espécie. Por fim identificou-se que áreas protegidas não são suficientes à conservação por não apresentarem compatibilidade entre adequabilidade alta e tamanho suficiente para populações viáveis.

Palavras-chave: Modelo de distribuição de espécies; Adequabilidade ambiental; Variáveis ambientais; *Chrysocyon brachyurus*; Cerrado

Abstract

The Maned Wolf (*Chrysocyon brachyurus*) is a species threatened by the habitat alteration from agriculture and pasturelands. In the last years the species has been increasingly recorded on disturbed landscapes raising questions about its adaptive potential or lack of suitable conditions of its natural habitats. Thus, the objectives of this study were to evaluate the habitat suitability of the Brazilian biomes to the maned wolf occurrence and to analyze the environmental characteristics that favor its occurrence. Species distribution models were generated using Maxent with a database with presence-only locations from the year of 2000 though 2015, accounting to the Cerrado (n= 427), Pantanal (n=21), the Atlantic Forest (n=81), and the Pampas (n=1) biomes and 11 uncorrelated environmental variables (topographic, climatic and landscape-based). The suitability models were categorized on 'very low' (habitat suitability lower than 25%), 'low', from 25 through 50%, 'medium', from 50 through 75%, and 'high' for over 75%. Associated models were produced for Cerrado and Pantanal (M1) and for Atlantic Forest and Pampas (M2). The distribution models for the maned wolf (M1: AUC=0,88 ± 0,02, p<0,01, omission error = 0,6%; M2: AUC=0,83 ± 0,04, p<0,01, omission error = 4%) showed potential distribution area of 78% of the total biomes range. Models showed 90% of the total Cerrado suitable for the maned wolf occurrence while 93% of Pantanal, 65% of Atlantic Forest, and only 6% of the Pampas. However, only 4.4% of the Cerrado and 4.7% of Atlantic Forest present habitats over 50% suitable for maned wolf occurrence. The remaining 95% of these biomes are either unsuitable, or of low and very low habitat suitability. Although Pantanal performed as the biome with the highest proportion of suitable areas, almost all of it (92%) keeps habitats of low and very low suitability. Additionally, for Pampas only 6% of the biome is suitable and of this little portion, only very low habitat suitability is found. The findings reflect a very low habitat quality of the Brazilian biomes for the maned wolf long-term survival. Concerning the eleven environmental variables five had higher influence on the species occurrence, as the altitude (contributing with 29%), the temperature seasonality (14%), the precipitation of the coldest quarter (11%) for the Cerrado and Pantanal, and the precipitation on warmest quarter (25%), altitude (20%), and the land use (14%) predicting its potential distribution. Thus, the altitude performed as the most important variable followed by the two climatic variables related to temperature and precipitation. The models indicated that the Atlantic Forest and Pantanal do not account only with marginal areas on maned wolf distribution as perceived in the present, but they can be included as biomes on its range. The Cerrado has been considered the most suitable and important biome to the species, due to the largest extents of medium and high habitat suitability. As one of the conservation strategies, the protection areas were indicated by this investigation as not appropriate for ensuring the species long term survival due to the lower habitat suitability on the largest protected areas and higher suitability only in smaller reserves.

Keywords: Species distribution model; Environmental suitability; Environmental variables; *Chrysocyon brachyurus*; Cerrado

2.1 Introdução

O lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), o maior canídeo silvestre sul-americano, é também o canídeo neotropical com maior amplitude contínua de distribuição (DIETZ, 1985; MACDONALD; SILLERO-ZUBIRI, 2004). A espécie ocorre principalmente na região central da América do Sul, se estendendo pela Bolívia, Peru, Paraguai, Argentina e Uruguai, e

com a maior parte de sua área de distribuição nos domínios do território brasileiro, e com predominância no bioma Cerrado (PAULA; DEMATTEO, 2015). No entanto, nos últimos 20 anos, dada a modificação intensa dos ambientes naturais de ocorrência, a extensão da área de ocorrência do lobo-guará vem sendo remodelada com frequência (QUEIROLO et al., 2011). Historicamente, os lobos-guará se distribuíam em larga escala pelas áreas de campos e cerrados da região central da América do Sul, indo da foz do rio Parnaíba no nordeste brasileiro, sudoeste Peruano e ao longo do Chaco Paraguai até Paraguai, norte e leste da Bolívia (DIETZ, 1985; QUEIROLO et al., 2011). No sul, ocorriam no estado do Rio Grande do Sul, no norte e nordeste da Argentina, e em todo o Uruguai (DIETZ, 1985).

Na atualidade, a espécie ocorre na porção leste do bioma Pantanal, do Cerrado até a região de transição com a Caatinga, nas bordas da Mata Atlântica das regiões Sul e Sudeste e com baixa frequência nos Campos Gerais do Rio Grande do Sul (PAULA et al., 2013). Há poucas décadas o limite da distribuição original na porção sul ia até o extremo sul do Rio Grande do Sul, ao norte o limite coincidia com os limites do Cerrado e da Caatinga e a leste do Cerrado com a Floresta Atlântica e na porção oeste o limite era o Pantanal (QUEIROLO et al., 2011). Devido às alterações em seus habitats naturais, tanto no Brasil como nos outros países, acredita-se que a distribuição atual tenha sofrido grandes reduções, em especial na porção sul de seu limite, ocorrendo apenas no sul do estado do Rio Grande do Sul, divisa com o Uruguai, e na região dos campos de cima das Serras Gaúchas (QUEIROLO et al., 2011; PAULA et al., 2013). Sugere-se que no restante de sua área de ocorrência a redução populacional foi menos drástica, e a espécie ainda está presente em densidades variáveis na maior parte de sua área original (PAULA et al., 2007).

Paralelamente, as altas taxas de desmatamento da Amazônia e da Mata Atlântica, conferem um ambiente aberto, não florestal. Desta forma, a espécie vem sendo registrada em regiões que no passado foram ocupadas por Floresta Atlântica e, com o desmatamento, tornaram-se áreas abertas ou em recuperação, ambientes mais apropriado para o lobo-guará (BARROS, 2008; QUEIROLO et al., 2011). Na região do Pantanal acreditava-se que a espécie era mais comum nas partes altas da bacia do alto Paraguai, e poucas vezes fora registrada na planície Pantaneira (CHIARELLO et al., 2008). Nos últimos dez anos, diversas notificações da espécie indicam que esses ambientes passaram a ser ocupados também (TROLLE et al., 2007; base de dados CENAP/ICMBio).

A espécie ocorre primariamente em habitats abertos, associada mais frequentemente à fisionomias campestres, arbustivas, ou savânicas (DIETZ, 1985; EMMONS, 2012; PAULA et al. 2013). Os registros em áreas do Pantanal e de transição do Cerrado com a Caatinga e do

Cerrado com a Amazônia são esporádicos. No entanto, é crescente o número de ocorrências em áreas de Mata Atlântica, com predominância nos estados de São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro e Paraná. Além disso, de forma geral, a espécie tem sido registrada em paisagens modificadas para cultivo e pastagens (LYRA-JORGE et al., 2010; VYNNE et al., 2014). Para Carvalho (1976), o lobo-guará pode habitar áreas de campos e planícies onduladas, bem como regiões de brejo e baixadas alagadas. Segundo o autor, as baixadas servem de abrigo e amenizam o calor, com os lobos escondendo-se nas sombras e ficando em contato com o solo úmido. Já o campo é usado para a procura de alimento, embora a caça ocorra em ambos ambientes. Coelho et al. (2008), em pesquisa realizada em uma área de transição entre Mata Atlântica e Cerrado no estado de Minas Gerais, observaram uma forte preferência da espécie por regiões de campos rupestres, evitando áreas de florestas úmidas. Estudos observaram associação negativa com áreas florestais, bem como com pastagens em detrimento de ocupação de plantações de grãos (COELHO et al., 2008; VYNNE et al., 2011). Porém, em área de transição entre Cerrado e Mata Atlântica no estado de São Paulo, registrou-se a ocorrência de indivíduos em fragmentos florestais (CHIARELLO, 2000). O autor sugeriu que a utilização, restrito ao período diurno, estaria relacionada a função de refúgios neste período, devido a alta antropização da região, no sentido de se evitar as intensas atividades agropastoris. A presença em paisagens florestais desmatadas ainda suscita questionamentos sobre a viabilidade de habitats e persistência de populações (PAULA; DEMATTEO, 2015). Dietz (1984) e Courtenay (1994) reportaram a ocupação da espécie em áreas previamente florestais convertidas em paisagens abertas, sugerindo a utilização devido a presença de componentes de sua dieta, com preferência pela fruta-do-lobo (*Solanum lycocarpum*).

Além da paisagem, outros componentes ambientais parecem influenciar a distribuição de *Chrysocyon brachyurus*. As atividades da espécie são alteradas periodicamente pelas condições climáticas, acompanhando assim as variações sazonais (TORRES et al., 2012). As diferenças de temperatura e precipitação alteram a oferta de alimento influenciando sua ecologia e biologia comportamental (DIETZ, 1984; MOTTA-JUNIOR, 2000; AMBONI, 2007; QUEIROLO; MOTTA-JUNIOR, 2007; RODRIGUES et al., 2007). Emmons et al. (2012) indicaram alterações significativas nos padrões de atividade e movimentação de indivíduos em área sob forte seca na Bolívia em detrimento de padrões observados anteriormente na mesma localidade em estação chuvosa.

Assim, apesar da utilização de uma diversidade bastante ampla de ecossistemas pela espécie, isso não é o bastante para a manutenção de populações viáveis devido a constante modificação de seus habitats primários. A conversão dos habitats naturais em lavouras e

pastagens tem sido apontado como a ameaça mais significativa para as populações (PAULA et al., 2013; PAULA; DEMATTEO, 2015). Mas, as indicações dessas ameaças são baseadas em escassas informações sobre a espécie. Existe uma grande falta de informação sobre a adequabilidade de tais biomas, em seus graus diversos de alteração, à ocorrência da espécie. Avaliações desta natureza, bem como os fatores que contribuem para que o ambiente seja adequado à sua presença são necessárias para que haja entendimento melhor dos problemas ligados à sua conservação.

A área geográfica onde o *Chrysocyon brachyurus*, bem como de qualquer espécie está distribuída, relaciona-se a diversos fatores ambientais, ecológicos, evolutivos (BROWN, 1995; SOBERÓN; PETERSON, 2005). As condições abióticas, como fatores climáticos e geofísicos (o nicho fundamental), associadas a fatores bióticos, representados pelos processos interativos intra e interespecíficos, positivos ou negativos aos quais indivíduos estão sujeitos (polinização, parasitismo, competição, predação, etc), (o nicho realizado) atuam de forma positiva ou negativa nas populações, e afetam consequentemente a forma que são distribuídas (HUTCHINSON, 1975; PULLIAM, 2000). Ainda, considera-se um terceiro componente essencial à presença de espécies em uma área, a sua acessibilidade a áreas adjacentes refletindo sua habilidade para uma boa dispersão e sua capacidade adaptativa à novas condições (HOLT; GAINES, 1992; SOBERÓN; PETERSON, 2005). No entanto, populações viáveis são encontradas somente quando os três fatores acima descritos estão interrelacionados e em situação de equilíbrio (SOBERÓN; PETERSON, 2005; PETERSON, 2006).

A distribuição geográfica de uma espécie, de forma geral, está ligada com a forma com que os indivíduos estão distribuídos nos ambientes que ocupam. Assim, a abundância de indivíduos, e consequentemente a densidade populacional reflete de forma dinâmica, sua distribuição em função de condições locais. Tais condições são oferecidas pelos habitats selecionados pelos organismos (BROWN, 1995). Levando em consideração os habitats como o conjunto de recursos, condições ambientais, presença ou ausência de agentes dos processos interativos (competidores, predadores) de uma área, que permitam sua ocupação por um indivíduo, promovendo condições reprodutivas e de sobrevivência (HALL et al., 1997; MORRISON et al., 2006). Desta forma, as características de habitats são específicas para cada espécie, e em alguns casos até para populações que respondem de acordo com as características físicas, ambientais onde se encontram (MORRISON et al., 2006). E em termos associativos, a distribuição de uma espécie estará intimamente ligada com o tipo ou os tipos

de habitats selecionados por um indivíduo ou população, associado com seus nichos e a sua capacidade de acessar outras áreas a partir de seu potencial adaptativo (BROWN, 1995).

Em função das necessidades de se identificar mais precisamente a forma com que espécies se distribuem no gradiente geográfico, habitats adequados à sua sobrevivência, foram desenvolvidos métodos e análises geradores de modelos de nichos e modelos de distribuição (PETERSON, 2001; PETERSON, 2006; SOBERÓN; NAKAMURA, 2009). A modelagem de distribuição de espécies (MDE) é uma metodologia computacional de predição de distribuição de organismos a partir de dados de presença e/ou ausência de indivíduos de uma espécie, associados a diversas variáveis ambientais, antropogênicas, entre outras, combinadas (PETERSON 2006; ELITH et al., 2010). O produto gerado apresenta resultados estatísticos e gráficos acerca de relações da biodiversidade com atributos ambientais diversos e fatores antrópicos (LEEMANS, 1999; ELITH et al., 2010).

A MDE atualmente vai além do aperfeiçoamento do conhecimento sobre os limites de distribuição de uma espécie. Na última década, a modelagem de distribuição tem cada vez mais sido utilizada como ferramenta importante no planejamento de estratégias e ações de conservação de espécies ameaçadas (CAYUELA et al., 2009; GUIZAN et al., 2013). Seu uso vem indicando mudanças nas áreas de distribuição conhecidas para diversas espécies, previsões de ocupações de espécies face a degradação ambiental, mudanças climáticas e outras interferências antrópicas, no subsídio a estratégias de manejo direto de espécies como exemplo definições de áreas destinadas a restauração, conectividade em processos ligados à reintrodução repovoamentos, mapeamento e manejo de conflitos do homem com a fauna, ao fornecimento de suporte a planejamentos estratégicos e planos de ação de conservação de espécies (ELITH et al., 2010; FERRAZ et al., 2012; MATEO-TOMÁS et al., 2012; TORRES et al., 2013; ABADE et al., 2014a, 2014b). Desta forma, modelos de distribuição de espécies podem ser ferramentas efetivas à conservação indicando áreas potenciais de distribuição além de áreas adequadas à ocorrência de espécies, e prioritárias à conservação, permitindo estratégias mais efetivas à manutenção de populações viáveis de espécies ameaçadas (FERRAZ et al., 2012b; GUIZAN et al., 2013).

Esse estudo gerou modelos de distribuição de espécies com o propósito de melhorar o conhecimento sobre a distribuição do lobo-guará nos biomas Cerrado, Mata Atlântica, Pantanal e Pampas, incluindo áreas potenciais de ocorrência em seus diversos níveis de adequabilidade à sua presença. Portanto, objetivou avaliar a adequabilidade ambiental dos biomas brasileiros à ocorrência lobo-guará identificando os fatores que explicam sua presença.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Área de estudo

A avaliação da adequabilidade ambiental foi realizada em quatro biomas brasileiros. Como área de distribuição geográfica indicada em Paula et al. (2013), a modelagem foi realizada no Cerrado, Pampas (biomas de ocorrência histórica da espécie), e ainda na Mata Atlântica e Pantanal, onde ela vem sendo reportada nos últimos tempos (Figura 2.1).

Apesar da grande extensão e importância para a biodiversidade, ocupando quase 2/3 do território nacional, esses quatro biomas sofrem uma forte pressão antrópica. O avanço da população, da indústria e da agropecuária se dá cada vez mais sobre as regiões de vegetação nativa. A intervenção humana causada por esse crescimento ocasiona consideráveis perdas na biodiversidade e compromete os recursos naturais (KLINK; MACHADO, 2005; HARRIS et al., 2005; CARVALHO et al., 2009; PARDINI et al., 2009; GARDNER et al., 2009). Em vista dos efeitos negativos a partir das atividades humanas, as unidades de conservação brasileiras, ainda que com número inferior ao desejado na proteção da biodiversidade, desempenham grande papel na conservação de espécies ameaçadas (RODRIGUES; OLIVEIRA, 2006)

O Cerrado, com seus 2.036.448 km², o equivalente a quase 24% do território nacional (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2004), é um dos mais ameaçados biomas do mundo (MYERS et al., 2000). As fisionomias encontradas no Cerrado são de predominância de ambientes campestres e savânicos, compreendendo campos (de vegetação mais densa, os campos sujos, aos campos rupestres e limpos), savanas, áreas úmidas e matas de galeria (EITEN, 1977; COUTINHO, 1978; RIBEIRO et al., 1981). É um dos biomas brasileiros sob maior interferência humana. Os principais impactos para o bioma estão relacionados à modificação e fragmentação de habitats naturais, poluição, assoreamento de corpos d'água, interferências nas propriedades do solo e nos ciclos do fogo em função de práticas agropecuárias, além do uso de pesticidas e fertilizantes (HOFFMANN; MOREIRA, 2002; MÜLLER, 2003; KLINK, 2013).

O processo de exploração desse bioma passou a crescer na década de 1960, com os incentivos do Estado para expansão da agricultura no Mato Grosso e Goiás, nas proximidades do mercado consumidor. Isso corroborou com a construção de Brasília e as grandes malhas viárias, tornando acessíveis regiões até então remotas (SILVA, 2000). A seguir, a partir da década de 1970, o avanço de tecnologias agrícolas, como mecanização e correção de pH,

permitiu que grandes extensões de terras fossem ocupadas pela produção de grãos (BRASIL, 1975). Assim, nas três últimas décadas, o Cerrado vem sendo degradado principalmente pela expansão da fronteira agrícola brasileira, com destaque para a região do oeste baiano, estados do Mato Grosso, Goiás, sendo o oeste da Bahia, Sul do Maranhão, Tocantins e Piauí, as regiões que mais vem evoluindo no tocante ao uso antrópico do solo no Cerrado (MACHADO et al., 2004; LOPES, 2014; LORENSINI et al., 2015). O mapeamento de uso e cobertura do solo aponta que cerca de 54% da área do Cerrado encontram-se entre remanescentes naturais (BRASIL, 2015a). As pastagens ocupam quase 30% da área total do bioma, enquanto que as áreas ocupadas por atividades agrícolas somam cerca de 12%. Outras atividades antrópicas (silvicultura, mineração), áreas urbanas, e corpos d'água estão distribuídas entre o restante (BRASIL, 2015a). Com relação à proteção das áreas naturais, 8,6% de sua área total são protegidas e apenas 3% são unidades de conservação de proteção integral (BRASIL, 2015b). Entre essas se encontram 23 sob jurisdição federal, sob responsabilidade do MMA/ICMBio, 79 UCs manejadas pelas Secretarias Estaduais de Meio Ambiente, 25 áreas de proteção municipais e duas UCs distritais (Figura 2.2).

No Brasil, os domínios do bioma da Mata Atlântica englobavam originalmente 1.110.182 km², correspondendo a cerca de 16% do território brasileiro (IBGE, 2004). Atualmente o bioma está reduzido a 130.974 km² o equivalente a cerca de 12% de sua área original (SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE, 2015). A formação fitofisionômica da Mata Atlântica engloba não apenas as formações florestais, como também outros ecossistemas associados. É composta em princípio por Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Ombrófila Mista (Mata de Araucárias), Floresta Estacional Semi-decidual, Floresta Estacional Decidual, e os ambientes associados, os manguezais, as restingas, os campos de altitude e os brejos. A diversidade ambiental conferiu uma rica composição de comunidades florística e faunística. No entanto, a alta densidade humana ao longo de toda sua extensão reverteu ao bioma alto grau de fragmentação de habitats, levando a vários problemas às comunidades biológicas (CHIARELLO, 1999; PARDINI et al., 2009). A dinâmica da destruição da Mata Atlântica foi mais acentuada nas últimas três décadas, sendo que no período até o ano de 2000 o desmatamento nesse bioma excedeu os 80 mil km² por ano (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2015). A intensificação do desmatamento está atrelada à ocupação das áreas sob domínio desse bioma (BRASIL, 2010a). Na Mata Atlântica concentram-se as maiores cidades e grandes polos industriais do Brasil, locais responsáveis pela geração de mais de 70% do PIB do país (BRASIL, 2010a). Ainda assim, como o Cerrado, a Mata Atlântica é considerada um

dos 25 *hostspots* mundiais devido aos altos índices de biodiversidade e de endemismo. Está em situação crítica de alteração de seus ecossistemas naturais (MYERS et al., 2000). Apesar da grande importância para a biodiversidade nacional e mundial, somente 7% do bioma são protegidos e, do total apenas 3% do patrimônio natural se encontram sob domínio de unidades de conservação de proteção integral (BRASIL, 2010a), sendo 44 unidades federais, 153 áreas de proteção estaduais e 32 municipais, totalizando 219 UCs, o maior número de áreas de proteção integral entre os biomas brasileiros (Figura 2.2).

Já o Pantanal, bioma que cobre uma área de 150.355 km² (IBGE, 2004), apresenta um grau de degradação proporcionalmente inferior aos dois biomas anteriores. Trata-se da maior planície alagável do planeta, estendendo-se da região Centro-Oeste do Brasil até os chacos paraguaio e boliviano (LOURIVAL et al., 2000). Contém a mais vasta região úmida de água doce do mundo, suportando uma grande variedade de espécies em uma alta diversidade de habitats de água doce (ADÁMOLI, 1982). As fisionomias vegetais o bioma sofre grande influência dos biomas vizinhos, com inclusões de fisionomias do Cerrado e Amazônia. Ainda apresentam elementos do Chaco e Floresta Atlântica (ADÁMOLI, 1982; AB'SABER, 1988). Essa característica, aliada aos diferentes tipos de solo e regimes de inundação, é responsável pela grande variedade de formações vegetais e pela heterogeneidade da paisagem, que abriga rica biota aquática e terrestre (POTT; ADÁMOLI, 1999). A altitude da planície aluvial do bioma está entre os 100 e 200 metros; seu clima é o tropical-sazonal, com as chuvas concentradas no verão. A conjugação da topografia suave, com as chuvas concentradas, promovem cheias periódicas que fertilizam o solo pantaneiro (POTT; ADÁMOLI, 1999). As alterações topográficas em pequena escala se refletem em diferentes formações, podendo-se distinguir os banhados, as baías, os morros isolados e as cordilheiras, que são cordões pouco elevados (AB'SABER, 1988).

O Pantanal apresenta alta concentração de várias espécies de grandes vertebrados e populações demograficamente saudáveis de muitas espécies ameaçadas (LOURIVAL et al., 2000). As ameaças vigentes à comunidade biológica não são somente restritas à planície pantaneira, mas vem com mais frequência das áreas de planalto associadas (Cerrado e Amazônia) (ALHO; SABINO, 2011). Elas incluem a conversão de vegetação natural em campos agrícolas e pastagens, alteração dos habitats em função de incêndios, exploração excessiva dos recursos pesqueiros, poluição dos corpos d'água, alteração de cursos de rios pela implantação de hidroelétricas de pequeno porte, turismo mal manejado e introdução de espécies exóticas (como por exemplo o búfalo) (LOURIVAL et al., 2000; ALHO; SABINO, 2011). Com relação ao desmatamento, registrou-se perda de 4.279 km² entre 2002 e 2008, o

que representa uma taxa anual média de desmatamento nesses seis anos de 713 km², ou 0,47%/ano no período analisado, destinados a áreas de pasto (DA SILVA et al., 2010). Atualmente 2,5% do bioma estão protegidos nas poucas unidades de conservação (HARRIS et al., 2005). O Pantanal possui um total de apenas sete UCs de proteção integral, sendo 2 de jurisdição federal, 4 estaduais e uma municipal (Figura 2.2).

O bioma dos Pampas, com área total de 176.496 km² (IBGE, 2004), encontra-se restrito ao estado do Rio Grande do Sul. Entre as fisionomias encontradas, destaca-se a predominância de ambientes campestres, porém, varia entre serras a planícies, de morros rupestres a coxilhas, formações arbustivas, butiazais e banhados. Ainda, registra-se a presença de florestas Estacional Decidua e Ombrófila Densa, nas matas ciliares, matas de encosta e matas de pau-ferro (BOLDRINI; MOZETO, 1997; CORDEIRO; HASENACK, 2009).

Desde a colonização do Rio Grande do Sul por imigrantes europeus, a principal atividade econômica no bioma é a pecuária, que conferiu durante muitas décadas a qualidade dos campos, haja vista da criação do gado bovino em pastagens nativas (CRAWSHAW et al., 2007; CORDEIRO; HASENACK, 2009). No entanto, o bioma vem sofrendo, desde a década de 1970, uma severa redução de áreas naturais, devido a expansão agrícola (principalmente soja e arroz). Também encontra-se a conversão de remanescentes campestres em áreas destinadas à silvicultura e pastagens exóticas (IBGE, 2006; CRAWSHAW et al., 2007; OVERBECK et al., 2009). Estima-se que somente 36% dos domínios originais dos Pampas se encontram preservados, e apenas 3,3% do bioma estão protegidos, sendo somente 0,9% UCs de proteção integral (BRASIL, 2010B), sendo duas federais e nove estaduais (Figura 2.2).

Figura 2.1 – Área de distribuição atual do lobo-guará nos diversos biomas brasileiros (Fonte: PAULA et al. 2013)

Figura 2.2 – Unidades de Conservação (UCs) e suas jurisdições no Cerrado, Pantanal, Mata Atlântica e Pampas

2.2 Pontos de ocorrência

Para a composição da base de dados de registros da espécie foram utilizadas duas fontes. Obteve-se pontos a partir do banco de dados de localizações de mamíferos carnívoros do CENAP/ICMBio. As localizações têm sido aproveitadas a partir dessa base de dados com informações fornecidas por pesquisadores especialistas na espécie envolvidos na elaboração e/ou implementação do Plano de Ação Nacional para a Conservação do Lobo-Guará. Além desses dados, de 2012 a 2013 foi realizada uma campanha de obtenção de novas informações a partir da rede de trabalho do ICMBio e instituições não-governamentais parceiras do CENAP. Assim, a base de dados de pontos contou com a colaboração de 62 pessoas que resultaram em um total de 1129 localizações de lobos (Anexo A). Desses obteve-se 946 pontos para o Cerrado, 139 pontos para a Mata Atlântica, 43 pontos para o Pantanal e 1 ponto para os Pampas. Os registros fornecidos envolveram diversas metodologias de coleta de dados, tais como observação direta, indícios indiretos (fezes, rastros, pelos), fotos a partir de armadilhas fotográficas, animais atropelados, capturas e localizações de animais monitorados por radio-telemetria. Esses registros foram revisados e incorporaram as análises deste estudo apenas as ocorrências com coordenadas acuradas partir de 2000, uma vez que registros anteriores poderiam estar associados a áreas não modificadas até então, porém descaracterizadas mais recentemente.

Decidiu-se por não incluir a Amazônia e a Caatinga na modelagem por não serem biomas com áreas significativas (ou nenhuma) na distribuição histórica ou atual da espécie, apesar de alguns registros obtidos na região do Arco do Desmatamento da Amazônia. As localizações obtidas para o bioma Amazônia não são suficientes para que fossem produzidos modelos válidos e tampouco representam todo o espaço ambiental do bioma. A Caatinga não foi modelada porque nenhum registro foi obtido no bioma. O conjunto de pontos foi submetido a um procedimento de reamostragem (item 2.2.2.1) para redução de viés no processo de modelagem devido à auto-correlação espacial.

2.2.2.1 Reamostragem de pontos

Os pontos de localização, como variáveis dependentes, devem ocupar uniformemente todo o espaço geográfico (a área de amostragem) de forma a representar toda a variabilidade ambiental existente no espaço geográfico a ser modelado. Uma baixa quantidade de pontos e grandes hiatos de amostragem (subamostragem) ou grande concentração de pontos em algumas áreas (superamostragem) provocam resultados não desejados na modelagem gerando

modelos incorretos ou enviesados (STOCKWELL; PETERSON, 2002; GUISAN; THUILLER, 2005; HERNANDEZ et al., 2006; VELOZ, 2009).

Existem soluções para contornar os vieses de amostragem. A busca por informações em áreas não amostradas (neste caso, localizações do lobo-guará em áreas em que não foram obtidos pontos) ou a geração de um novo conjunto de dados reamostrados, a partir de retiradas aleatórias de pontos, ou pela geração de modelos que gerem superfícies de valores específicos definidos pela localização dos pontos de ocorrência ou pela distância entre cada um deles, considerando a capacidade de dispersão ou área de ocupação (área de vida, território) da espécie em estudo ou pelas condições bioclimáticas e topográficas (PHILLIPS et al., 2009; ELITH et al., 2010; BROWN, 2014; FOURCADE et al., 2014). Neste estudo, este procedimento foi realizado devido à superamostragem em algumas áreas devido a dados de monitoramento de lobos por radio-telemetria e/ou armadilhamento fotográfico. Alguns modelos de reamostragem foram testados. Em princípio, modelos de distribuição foram gerados utilizando-se de uma base reamostrada com a remoção aleatória, que consistiu na observação de aglomerados de mais de 10 localizações próximas e removendo-se, aleatoriamente, 90% dos pontos selecionados (FERRAZ et al., 2013). A remoção de pontos próximos também foi utilizada pelo método de ‘Rarefação Espacial dos Dados de Ocorrência’, que consistiu na definição de uma zona de 10 quilômetros de raio e a remoção aleatória de todos os pontos à exceção de um representante da zona (BROWN, 2014). Outro método utilizado foi a elaboração de um gradiente de erro, o chamado *Bias Grid*, que consistiu na simulação de uma superfície de valores definidos pela localização dos pontos de ocorrência e pela distância entre cada um deles, considerando a capacidade de dispersão do lobo-guará (ELITH et al., 2010; CLEMENTS et al., 2012; FOURCADE et al., 2014). Ainda foram testadas bases com modelos de heterogeneidade topográfica e heterogeneidade climática (BROWN, 2014).

O método de reamostragem por heterogeneidade topográfica produziu um modelo a partir da variação topográfica da área de amostragem e a remoção de pontos coincidentes de cada zona deste modelo definidas por uma área de raio predefinida. Já o modelo de heterogeneidade climática previu a reamostragem de pontos a partir de zonas específicas climáticas, por um conjunto de variáveis independentes pré-selecionadas (as mesmas utilizadas no modelo de distribuição de espécies), e de forma semelhante, a remoção de pontos coincidentes de cada zona desse modelo no mesmo raio de distância utilizado no modelo anterior (Figura 2.3) (BROWN, 2014). Para os procedimentos onde houve a necessidade de um raio de distância para definição de zonas de amostragem (rarefação

espacial, heterogeneidade topográfica e heterogeneidade climática), foi definido um raio de 10 quilômetros devido a esta ser a mínima distância aproximada (conhecida) de um centroide para os limites de área de vida da espécie.

Figura 2.3 – Modelo de heterogeneidade climática gerado para reamostragem da base de pontos

Para elaboração dos métodos de reamostragem e dos modelos mencionados foi utilizado como base o software ArcGIS (ArcMap) 12.2.2. Para a geração do modelo do *Bias Grid* foi utilizado a extensão GME Tools (*Geospatial Modelling Environment*, versão 0.7.2.1) (BEYER, 2012; CLEMENTS et al., 2012). Para o procedimento de Rarefação Espacial,

modelos de heterogeneidade topográfica e climática utilizou-se a extensão SDM Toolbox com suas funções específicas para cada procedimento (BROWN, 2014).

O método que gerou a melhor base de dados representativa de toda área de estudo, sem grande concentração de pontos em áreas que antes apresentavam grande acúmulo de localizações, e que produziu o modelo de melhor qualidade estatística (considerando AUC, valor de p e desvio padrão e erro de omissão) foi o de reamostragem pela heterogeneidade climática (Figura 2.3). Todos os pontos presentes dentro de uma mesma zona (ou em zonas diferentes, porém com mesmas características climáticas) foram removidos da base de dados (Figura 2.4). Assim, a base de pontos utilizada nos procedimentos de modelagem de distribuição de espécies resultou em total de 530 localizações precisas, o equivalente a 47% das localizações iniciais da base, sendo 427 pontos no Cerrado, 21 no Pantanal, 81 localizações na Mata Atlântica e 1 para o Pampas (Figura 2.5).

Figura 2.4 – Campo amostral com zonas de heterogeneidade climática com os pontos mantidos na base de dados (pontos pretos) e removidos (pontos azuis) pelo procedimento de reamostragem

Figura 2.5 - Pontos de localização de lobo-guará nos biomas brasileiros (N = 530), representando a base utilizada após procedimentos de reamostragem

2.2.3 Variáveis ambientais

Um dos fatores mais importantes no processo de MDE é a definição das variáveis preditivas, as variáveis independentes, que devem ser definidas com parcimônia, com base no conhecimento teórico sobre a espécie e fatores ambientais que podem influenciar sua ocorrência (MAC NALLY, 2000). Indicadas como variáveis ecologicamente importantes, se não selecionadas adequadamente podem gerar erros nas previsões dos modelos. Desta forma, as falhas dos modelos podem ser evitadas pelas definições de variáveis funcionalmente relevantes (ELITH; LEATHWICK, 2009).

A partir de conhecimento prévio sobre os fatores que podem influenciar a ocorrência do lobo-guará, foram escolhidas 24 variáveis, sendo 19 climáticas, uma topográfica, três pertinentes a paisagem e uma antrópica (Tabela 2.1). Todas as variáveis apresentam valores contínuos, à exceção do uso e cobertura do solo, que dispõe as informações em classes categorizadas.

Tabela 2.1 – Variáveis definidas para procedimentos de modelagem

(continua)

Variável	Descrição	Resolução Espacial	Ano	Fonte
Altitude	Dados de altitude da plataforma global	30 arcos de segundo	2004	NASA Shuttle Radar Topography Mission
Distância de Rede de Drenagem	Distância Euclidiana do pixel central do rio mais próximo	250 m	2004	IGBE (www.ibge.gov.br/)
Cobertura Arbórea	Cobertura do dossel florestal anual gerada a partir de imagens pelo sensor MODIS		2000 - 2001	AMBDATA/ INPE (www.dpi.inpe.br/Ambdata).
Uso e Cobertura do Solo	Categorias de uso e cobertura do solo	250 m	2008 - 2009	Global Land Cover Map versão 2.3 (http://due.esrin.esa.int/page_globcover.php)
Densidade Humana	Base de informações populacionais mundiais gradeada (GPW V.3)	2.5 min	2000	Center for International Earth Science Information Network (CIESIN) e Columbia University (http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/gpw-v3-population-density)
Bioclimática	Bio1 média da temperatura anual	30 arcos de segundo	1950 - 2000	Global Climate Data (www.worldclim.org/bioclim)
Bioclimática	Bio2 duração média do dia	30 arcos de segundo	1950 - 2000	Global Climate Data (www.worldclim.org/bioclim)

Tabela 2.1 – Variáveis definidas para procedimentos de modelagem

(conclusão)

Variável	Descrição	Resolução Espacial	Ano	Fonte
Bioclimatica	Bio 3 isotermas	30 arcos de segundo	1950 - 2000	Global Climate Data (www.worldclim.org/bioclim)
Bioclimatica	Bio 4 temperatura sazonal	30 arcos de segundo	1950 - 2000	Global Climate Data (www.worldclim.org/bioclim)
Bioclimatica	Bio5 temperatura máxima do mês mais quente	30 arcos de segundo	1950 - 2000	Global Climate Data (www.worldclim.org/bioclim)
Bioclimatica	Bio6 temperatura mínima do mês mais frio	30 arcos de segundo	1950 - 2000	Global Climate Data (www.worldclim.org/bioclim)
Bioclimatica	Bio 7 temperatura anual	30 arcos de segundo	1950 - 2000	Global Climate Data (www.worldclim.org/bioclim)
Bioclimatica	Bio 8 temperatura média do quarto mais chuvoso	30 arcos de segundo	1950 - 2000	Global Climate Data (www.worldclim.org/bioclim)
Bioclimatica	Bio 9 temperatura média do quarto mais seco	30 arcos de segundo	1950 - 2000	Global Climate Data (www.worldclim.org/bioclim)
Bioclimatica	Bio 10 temperatura média do quarto mais quente	30 arcos de segundo	1950 - 2000	Global Climate Data (www.worldclim.org/bioclim)
Bioclimatica	Bio 11 temperatura média do quarto mais frio	30 arcos de segundo	1950 - 2000	Global Climate Data (www.worldclim.org/bioclim)
Bioclimatica	Bio12 precipitação anual	30 arcos de segundo	1950 - 2000	Global Climate Data (www.worldclim.org/bioclim)
Bioclimatica	Bio13 precipitação do mês mais chuvoso	30 arcos de segundo	1950 - 2000	Global Climate Data (www.worldclim.org/bioclim)
Bioclimatica	Bio14 precipitação do mês mais quente	30 arcos de segundo	1950 - 2000	Global Climate Data (www.worldclim.org/bioclim)
Bioclimatica	Bio 15 precipitação sazonal	30 arcos de segundo	1950 - 2000	Global Climate Data (www.worldclim.org/bioclim)
Bioclimatica	Bio 16 precipitação no quarto mais chuvoso	30 arcos de segundo	1950 - 2000	Global Climate Data (www.worldclim.org/bioclim)
Bioclimatica	Bio 17 precipitação no quarto mais seco	30 arcos de segundo	1950 - 2000	Global Climate Data (www.worldclim.org/bioclim)
Bioclimatica	Bio 18 precipitação no quarto mais quente	30 arcos de segundo	1950 - 2000	Global Climate Data (www.worldclim.org/bioclim)
Bioclimatica	Bio 19 precipitação no quarto mais frio	30 arcos de segundo	1950 - 2000	Global Climate Data (www.worldclim.org/bioclim)

A resolução utilizada para os fins de modelagem foi de 0,00833333 graus, o equivalente a 1 km. Algumas variáveis obtidas variaram com relação à resolução espacial, e foram redimensionadas para a resolução padrão utilizada. Posteriormente, as variáveis foram ‘recortadas’ utilizando-se como base os limites do espaço geográfico predefinidos. O sistema de coordenadas utilizado foi o Sistema de Coordenadas Geográficas WGS84 (WORLD GEODETIC SURVEY, 1984), com Datum WGS 1984.

A auto-correlação espacial, o nível de dependência das variáveis no espaço geográfico, pode gerar erros estatísticos em análises espaciais (LENNON, 2000; FRANKLIN, 2009). Problemas estatísticos que afetam a seleção dos modelos podem ser gerados a partir de grande associação de variáveis (FRANKLIN; MILLER, 2009). Buscou-se, então, a independência espacial na informação das variáveis preditivas por análise de correlação (LENNON, 2000). Analisou-se todas as variáveis de forma pareada, através do Índice de Correlação de Pearson para o espaço geográfico específico modelado. Assim as variáveis foram testadas conjuntamente para o Modelo 1 - Cerrado e Pantanal e para o Modelo 2 - Mata Atlântica e Pampas. As variáveis com índice de correlação (r) maior ou igual a 0,7 foram removidas. De todas as possíveis correlações entre as variáveis, 13 apresentaram correlação no Modelo 1 (Anexo A) e 13 estavam correlacionadas no Modelo 2 (Anexo B). As variáveis que apresentaram correlação mais forte foram as relacionadas às médias periódicas (ou sazonais) de temperatura e precipitação. Desta forma, na avaliação dos biomas, reduziu-se as variáveis para somente 11 em cada processo de modelagem (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 – Variáveis não correlacionadas selecionadas para cada modelo

(continua)

Variável	Modelo	
	Cerrado / Pantanal	Mata Atlântica / Pampas
Altitude	X	X
Distância de Rede de Drenagem	X	X
Cobertura Arbórea	X	X
Uso e Cobertura do Solo	X	X
Densidade Humana	X	X
Bio 1 - média da temperatura anual	--	X
Bio 2 - duração média do dia	--	X
Bio 4 - temperatura sazonal	X	X
Bio 6 - temperatura mínima do mês mais frio	X	--

Tabela 2.2 – Variáveis não correlacionadas selecionadas para cada modelo

(conclusão)

Variável	Modelo	
	Cerrado / Pantanal	Mata Atlântica / Pampas
Bio 12 - precipitação anual	X	X
Bio 13 - precipitação do mês mais chuvoso	--	X
Bio 15 - precipitação sazonal	X	--
Bio 18 - precipitação no quarto mais quente	X	X
Bio 19 - precipitação no quarto mais frio	X	--

2.2.4 Procedimento de modelagem

Os procedimentos de modelagem de distribuição foram realizados utilizando software Maxent 3.3.3k, um algoritmo de aprendizagem automática (*machine learning*) baseado no princípio da máxima entropia, que possibilita prever a distribuição probabilística a partir de informações parciais de um sistema (JAYNES, 1957; PHILLIPS et al., 2006; PHILLIPS; DUDÍK, 2008). O algoritmo estima a distribuição de probabilidade mais dispersa ou próxima da uniforme, relacionada a um conjunto de variáveis que representam a informação disponível, de forma que os valores previstos para essas variáveis estejam em consonância com as médias empíricas observadas na amostra (PHILLIPS et al., 2006; PHILLIPS; DUDÍK, 2008). Maxent gera modelos preditivos em forma de um gradiente de probabilidade de distribuição, a partir de dados de presença de espécies (PHILLIPS et al., 2006; ELITH et al., 2011). O algoritmo é determinístico, ou seja, produzirá o mesmo resultado, sem interferências ou vies metodológico a partir de uma série de simulações. Um número de interações entre variáveis preditivas e localizações de presença da espécie é definido e o algoritmo opera até alcançar esse limite de interações. O procedimento produz um valor de probabilidade para cada pixel da área de estudo. O valor percentual da distribuição definido para um pixel é a soma das probabilidades de distribuição desse pixel com todos os outros de igual ou menor valor de probabilidade, multiplicado por 100. O produto final é um gradiente de pixels com porcentagens de distribuição (PHILLIPS et al., 2006; ELITH et al., 2011).

As variáveis ambientais selecionadas e os pontos de localização do lobo-guará foram incorporados no software para geração dos modelos preditivos. As variáveis e o conjunto de pontos são determinantes no resultado final do modelo. Assim, o modelo gerado indicou um gradiente percentual de distribuição, denominado de adequabilidade ambiental da área para a ocorrência da espécie.

Foram gerados dois modelos, sendo um para os biomas Cerrado e Pantanal (Modelo 1 – M1), e outro para Mata Atlântica e Pampas (Modelo 2 – M2). Isso devido a baixa quantidade de pontos nos biomas Pantanal e Pampas (apenas um), os quais não representaram de forma satisfatória o espaço geográfico ocupado pela espécie nesses ambientes.

Os modelos foram produzidos por a partir de 10 reamostragens (*bootstrap*) com reposições aleatórias do conjunto de dados, mantendo-se 70% dos pontos para treino e 30% para teste do modelo (PEARSON, 2007). Foi adotado um limite de convergência (*convergence threshold*) de 10^{-5} com 500 iterações e um número máximo de 10 mil pontos-reserva (*background points*). Foram utilizadas todas as opções padrões, incluindo uma “alimentação” aleatória (*random seed*) no uso da partição de busca de dados (treinamento ou teste). Utilizou-se também a opção de medida da importância de variáveis por *Jackknife* (*variable importance measured by jackknife*). Para a saída de dados, optou-se pelo formato com valor de corte logístico (*logistic threshold output format*) e a elaboração de curvas-resposta (FERRAZ et al., 2012c)

Os modelos médios finais foram convertidos em modelos binários, indicadores de área adequada (1) e não adequada (0) à ocorrência do lobo, a partir dos limites de corte (*threshold*) observados na planilha de resultados. Foram escolhidos três valores de corte, que acima deles a ocorrência da espécie é prevista. Os limites de corte são de presença mínima (*minimum training presence logistic threshold*), representando o valores-limites mínimos em que a espécie tem previsão de ocorrência; o limite de corte que admite 10% de erro dos dados de presença (*10 percentile training presence threshold*) e o valor de corte de teste máximo de sensibilidade e especificidade (*maximum test sensitivity plus specificity logistic threshold*) que representa a soma das probabilidades de previsão acertada de ocorrência da espécie em um local e previsão de ausência da espécie em determinado ponto (LIU et al., 2005). O valor de corte selecionado seguiu o que apresentou melhor previsibilidade de ocorrência da espécie e menor valor de omissão.

O desempenho dos modelos foi observado através dos valores (média e desvio padrão) medidos para a área sob a curva - AUC (*Area Under the Curve*) $\geq 0,75$, junto com a porcentagem de erro de omissão (áreas não representadas pelo modelo, mas com pontos de registro) e a probabilidade binomial associados ao limite de corte escolhido (FIELDING; BELL, 1997; ELITH et al., 2006; PEARSON, 2007). Os melhores modelos foram discutidos com pesquisadores especialistas em conservação de lobo-guará para validação. Os modelos utilizados neste estudo (M1 e M2) foram os selecionados pelos especialistas, com maiores valores de AUC e menores valores de erro de omissão.

Os modelos selecionados foram analisados separadamente em termos estatísticos e espaciais e, depois, associados em um mosaico onde os dois modelos foram reclassificados em 4 categorias de adequabilidade com intervalos equivalentes, seguindo os níveis adequados dos biomas à ocorrência da espécie, de forma que “Inadequado” representaram valores de 0 ao limite de corte escolhido; “Adequabilidade Muito Baixa”, referindo-se aos valores de adequabilidade do limite de corte a 25%; “Adequabilidade Baixa”, referindo-se aos valores de 25 a 50% de adequabilidade; “Adequabilidade Média”, de 50 a 75%; e “Adequabilidade Alta”, referindo-se aos valores acima de 75%. Foram realizadas análises comparativas entre os biomas (a partir da área indicada pelo modelo) da proporção de área dos biomas em função de cada uma dessas categorias de adequabilidade.

A partir dos modelos gerados foram realizados cálculos de proporções dos biomas em função da adequabilidade. Para isso, segmentou-se o modelo em unidades centesimais de adequabilidade que corresponderam de forma acumulativa às proporções de área dos biomas. Com a diferença de proporções dos níveis de adequabilidade dos biomas, obteve-se o limiar de importância de determinado bioma em relação a outro.

Os resultados dos modelos foram analisados também em relação às Unidades de Conservação. Foi realizado uma sobreposição dos valores dos dois modelos com os limites de UCs dos quatro biomas a fim de ser obter valores de adequabilidade específicos em cada UC. Determinou-se a predominância de adequabilidade ambiental (com base na categorização anterior) para a UC, através da soma resultante de 51% dos pixels de uma categoria dentro dos limites da área. Ainda calculou-se a porcentagem do número de UCs para cada categoria para estabelecer a contribuição das áreas protegidas na importância geral do bioma na conservação da espécie.

Foram realizadas avaliações das variáveis de maior contribuição nos modelos, análises feitas para avaliar a probabilidade de ocorrência da espécie em função das variáveis ambientais. Foram também geradas curvas-resposta para avaliar a distribuição de pontos nas variáveis de maior contribuição, com a finalidade de observação da relação entre o uso do espaço geográfico e o espaço ambiental.

2.3 Resultados

Os dois modelos obtidos apresentaram áreas adequadas superiores a 50% dos conjuntos de biomas, no entanto com particularidades observadas. Para o M1 – Cerrado e Pantanal, observou-se um total de área adequada de 2.052.245 km², o equivalente a 91% dos biomas associados. Especificamente, 90% do Cerrado, 93% do Pantanal são adequados à

ocorrência do lobo-guará. Para o M2 – Mata Atlântica e Pantanal, a área total adequada foi de 762.997 km², equivalentes a 65% da Mata Atlântica e somente 6% dos Pampas adequados à presença da espécie. Juntos, os modelos de distribuição potencial apresentaram uma área total adequada de 2.815.242 km², equivalendo a 78% de toda área modelada nos quatro biomas coincidindo em 74% com a distribuição atual da espécie no Brasil (Tabela 2.3; Figura 2.7).

Tabela 2.3 - Valores resultantes dos modelos preditivos de distribuição potencial e adequabilidade dos biomas à ocorrência de *Chrysocyon brachyurus* (Adeq Muito Baixa: valores de adequabilidade do limite de corte a 25%; Adeq. Baixa: valores de 25 a 50%; Adeq. Média: valores de 50 a 75%; Adeq. Alta: valores acima de 75%)

	Modelos	Área Bioma total (km2)	Área Adeq total (km2)	Adeq Alta (km2)	Adeq Media (km2)	Adeq Baixa (km2)	Adeq Muito Baixa (km2)
M1	Cerrado	2.036.448	1.905.400 (90%)	10.468 (0,5%)	83.273 (3,9%)	329.263 (15,6%)	1.469.439 (69,7%)
	Pantanal	150.355	146.938 (93%)	3 (0%)	1.318 (0,8%)	38.057 (24,1%)	107.225 (68%)
M2	Mata Atlântica	1.086.289	750.349 (65%)	2.043 (0,2%)	51.690 (4,5%)	274.692 (23,7%)	421.924 (36,4%)
	Pampas	176.496	11.308 (6%)	0 (0%)	0 (0%)	2 (0%)	11.306 (6,2%)
	Total	3.449.588	2.815.242 (78%)	12.514 (0,3%)	136.281 (3,8%)	642.013 (17,8%)	2.009.894 (55,6%)

Figura 2.6 - Modelo de distribuição potencial do lobo-guará nos biomas Cerrado, Pantanal (M1), Mata Atlântica e Pampas (M2)

Figura 2.7 - Distribuição potencial do lobo-guará e área de distribuição geográfica (PAULA et al., 2013)

Os modelos gerados foram estatisticamente significantes com altos valores de AUC, baixas probabilidades de erro de omissão, e probabilidade binomial menor que 0,05 (Tabela 2.4).

Tabela 2.4 - Valores resultantes dos modelos preditivos da adequabilidade dos biomas com limite de corte de presença mínima

Modelo	AUC	STD	Corte Mínimo	P	Omissão %	Área Adequada (Km²)
Cerrado / Pantanal	0,876	0,016	0,019	0,00	0,6	2.052.245
Mata Atlântica / Pampas	0,834	0,040	0,053	0,01	4	762.997

Os modelos indicaram níveis máximos de adequabilidade ambiental de 0,94 para o Cerrado, 0,92 para a Mata Atlântica, 0,78 para o Pantanal, e apenas 0,27 para o Pampas. As análises realizadas apontaram grandes extensões dos biomas com qualidade baixa para a espécie (Figura 2.8). Os valores maiores de adequabilidade (acima de 50%) se concentram principalmente no setor leste da área de distribuição potencial da espécie, com ênfase para as regiões centro e leste do estado de São Paulo, centro, norte e oeste de Minas Gerais, sul de Goiás, sudoeste do Mato Grosso e Centro-Oeste do Mato Grosso do Sul (Figura 2.9). A maior área em todos os biomas se encontra relativa a valores de adequabilidade ambiental inferiores a 25%. Já a faixa de adequabilidade ambiental “aceitável” para a conservação da espécie, que se encontram entre 25 e 75%, o que definiu-se como adequabilidade baixa (de 25 a 50%) e média (de 50 a 75%) respectivamente, atinge valores de 20% no Cerrado, 28% na Mata Atlântica e 25% no Pantanal (Figura 2.10). Ainda, os valores superiores a 75%, de adequabilidade ambiental alta não somam 1% de todo território dos biomas, e aqui destacam-se apenas o Cerrado e a Mata Atlântica (Figura 2.11).

Figura 2.8 - Modelo de adequabilidade ambiental dos biomas brasileiros à ocorrência do lobo-guará

Figura 2.9 - Modelo de adequabilidade ambiental dos biomas brasileiros à ocorrência do lobo-guará classificado em categorias de adequabilidade e pontos de ocorrência utilizados na modelagem

Figura 2.10 - Proporção dos biomas em função das categorias de adequabilidade

Figura 2.11 - Proporção dos biomas em função das categorias de adequabilidade média e alta

Evidencia-se através dos modelos que enquanto o Cerrado e a Mata Atlântica se destacam por apresentarem áreas de alta qualidade concentradas em pequenas extensões, o Pantanal apresenta poucas áreas com alta ou média adequabilidade, porém com possibilidades de ocupação através da ampla planície de adequabilidade baixa ou muito baixa (Figura 2.12). E com isso observa-se que os limiares de importância do bioma à espécie é de 49% de adequabilidade para o Cerrado *versus* a Mata Atlântica, onde a Mata Atlântica passa a ser um bioma de maior importância para faixas de adequabilidade inferiores a 49% pela alta possibilidade de colonização. Já no Cerrado em comparação com o Pantanal, o ponto de inversão de importância à presença da espécie é a partir de 30% de adequabilidade e para a relação da Mata Atlântica com o Pantanal, o limiar é de 22% (Figura 2.13).

Figura 2.12 – Percentual comparativo de adequabilidade ambiental em função da proporção adequada de cada bioma à ocorrência do lobo-guará

Figura 2.13 – Limiares de importância dos biomas calculado pela diferença das proporções de áreas com alta e média adequabilidade ambiental à ocorrência do lobo-guará

Ressalta-se a importância das áreas de proteção para a conservação da espécie. Poucas das unidades de conservação (UCs) de proteção integral coincidiram com adequabilidade média e alta nos dois modelos, sendo que a grande maioria das UCs apareceram como inadequadas ou com adequabilidade muito baixa e baixa. Das 376 UCs para os quatro biomas,

apenas 3% possuem predominância de adequabilidade alta, 10% predominância de adequabilidade média (incluindo ainda algumas com parte de adequabilidade alta), 41% com predominância de adequabilidade baixa ou muito baixa e quase metade das UCs (47%) são inadequadas para a ocorrência do lobo-guará (Figura 2.14).

Figura 2.14 – Percentual de Unidades de Conservação com categorias de adequabilidade ambiental

Apesar da Mata Atlântica apresentar a maior quantidade de UCs entre os quatro biomas, as UCs de proteção integral desse bioma são muito pequenas e distantes entre elas. Já as UCs do Cerrado, além de possuírem mais atributos favoráveis à ocorrência da espécie, refletindo em um número maior de UCs com adequabilidade média e alta, são maiores e mais próximas. No entanto, observou-se que a dimensão das áreas não são suficientes para manter níveis mais elevados de adequabilidade (Figura 2.15)

Figura 2.15 - Modelo de adequabilidade ambiental dos biomas brasileiros à ocorrência do lobo-guará classificado em categorias de adequabilidade e Unidades de Conservação de proteção integral (com destaque às principais áreas de proteção para a espécie)

Com relação à importância das variáveis, das 11 utilizadas no processo de modelagem, cinco diferentes se destacaram dentre as que mais contribuíram no modelo. A associação de três variáveis influenciaram cada modelo, excedendo o valor de 50% de contribuição. Assim, as variáveis que mais contribuíram com o modelo preditivo de presença mínima para o Cerrado e Pantanal foram a altitude contribuindo com 29%, seguida de duas variáveis bioclimáticas, uma referente às diferenças sazonais da temperatura, a Bio 4 (contribuindo com 14%) e a Bio 19 referente à pluviosidade (precipitação do quarto mais frio), contribuindo com 11% (Tabela 4). Para o modelo da Mata Atlântica e Pampas, a Bio 18, também relacionada à precipitação (precipitação do quarto mais quente), foi a variável de maior contribuição, com 25%, seguida da altitude com 20% e do uso e cobertura do solo, com 14% de contribuição (Tabela 2.5).

Tabela 2.5 - Variáveis de maior contribuição nos modelos gerados

Modelo	Variáveis	% de contribuição
M1 Cerrado Pantanal	Altitude	29
	Sazonalidade da Temperatura	14
	Precipitação do quarto mais frio	11
M2 Mata Atlântica Pampas	Precipitação do quarto mais quente	25
	Altitude	20
	Uso e Cobertura do Solo	14

De forma geral, os pontos de ocorrência não representaram totalmente o espaço ambiental. Para o Cerrado e Pantanal, de forma geral, observou-se que a distribuição das localizações da base amostral não acompanhou a disponibilidade das variáveis no espaço ambiental, à exceção da pluviosidade no quarto mais frio (Bio 19). Tanto para a altitude quanto para a sazonalidade da temperatura (Bio 4) a distribuição dos pontos não foi compatível a curva de valores disponíveis no espaço geográfico (Figura 2.16).

Figura 2.16 – Histograma representando o espaço ambiental e distribuição dos pontos no espaço para cada variável de maior contribuição (espaço ambiental = barras; distribuição dos pontos de localização de lobo-guará = curvas) no Cerrado e Pantanal

Em referência à altitude, a área modelada apresentou uma variação de 1 a 1600 metros, com a média em torno de 400 a 500 metros. O modelo indicou maior probabilidade de presença da espécie em altitudes a partir de 1000 metros (Figura 2.17a). De forma geral o modelo apresenta um aumento gradativo na probabilidade de presença do lobo-guará no acompanhando o aumento do gradiente altitudinal. Após os 1300 metros a espécie reage de forma positiva à altitude, com alta probabilidade de presença (superior a 90%) (Figura 2.17a). As localizações apontam que, de forma semelhante, a maior quantidade de pontos estão registrados em maiores altitudes, chegando a valores máximos de quase 1400 metros sendo que quase 20% dos pontos estão registrados em altitudes superiores a 1000 metros (Figura 2.17b).

Figura 2.17 - Probabilidade de presença (a) e distribuição dos pontos de ocorrência (b) de lobo-guará no Cerrado e Pantanal em função da variável altitude

As outras variáveis que juntas somam 25% de contribuição ao modelo são variáveis bioclimáticas relacionadas a variações da temperatura (sazonalidade da temperatura) e precipitação. A probabilidade de presença relacionada aos valores da Bio 4, acompanha de certa forma a distribuição dos valores encontrados nos dois biomas. A probabilidade de presença cresce à medida que as diferenças nas médias de temperatura podem chegar de 15 a 20°C (Figura 2.18a). As maiores probabilidades de presença se encontram justamente em torno dos 15 e depois em 23°C, semelhantes aos valores observados entre os pontos registrados. Mais da metade das localizações se encontram em um gradiente de variação de temperatura de 15 a quase 30°C (Figura 2.18b).

Figura 2.18 - Probabilidade de presença (a) e distribuição dos pontos de ocorrência (b) de lobo-guará no Cerrado e Pantanal em função da sazonalidade da temperatura

E, por fim, a precipitação do quarto mais frio representa a estiagem que ocorre durante o período do inverno. A maior parte do Cerrado e Pantanal apresenta valores de precipitação em torno de 100 mm. A probabilidade de presença acompanha esses valores, onde probabilidades maiores de encontro (de 60 a 70%) foram registradas entre os índices de pluviosidade de 100 mm aproximadamente (Figura 2.19a). Os pontos de localização acompanham o gradiente de precipitação, estabilizando a distribuição dos pontos exatamente próximo de 100 mm de precipitação, com grande número de localizações dentro da faixa de 100 aos quase 450 mm (Figura 2.19b).

Figura 2.19 - Probabilidade de presença (a) e distribuição dos pontos de ocorrência (b) de lobo-guará no Cerrado e Pantanal em função da precipitação no quarto mais frio

Para o modelo da Mata Atlântica e Pampas, semelhante ao observado para o Cerrado e Pantanal, a distribuição das localizações da base amostral não representou inteiramente o espaço ambiental, com exceção da variável de uso e cobertura do solo (Figura 2.20).

Figura 2.20 – Histograma representando o espaço ambiental e distribuição dos pontos no espaço para cada variável de maior contribuição (espaço ambiental = barras; distribuição dos pontos de localização de lobo-guará = curvas) na Mata Atlântica e Pampas

Com relação à influência das variáveis nesses biomas, a que teve maior contribuição foi uma bioclimática (a pluviosidade no quarto mais quente) relacionando-se com o verão. A probabilidade de presença é diretamente proporcional ao aumento dos índices pluviométricos. Desta forma, a espécie tem maiores probabilidades de presença quando os valores de precipitação ultrapassam 600 mm de chuva. E por outro lado, existe baixíssima probabilidade de presença quando os índices são inferiores a 300 mm (Figura 2.21a). O modelo é um pouco mais permissivo que a distribuição dos pontos de ocorrência, onde uma quantidade ínfima de pontos (menor que 9%) se encontram dispersos em áreas de precipitação inferior a 450mm. E

a partir deste valor é crescente o número de localizações atingindo valores satisfatórios acima de 700 mm de chuva (Figura 2.21b).

Figura 2.21 - Probabilidade de presença (a) e distribuição dos pontos de ocorrência (b) de lobo-guará na Mata Atlântica e Pampas em função da precipitação no quarto mais quente

Como no Cerrado e Pantanal, a variável altitude teve grande importância, com 20% de contribuição. Com uma variação maior, chegando a pouco mais de 2500 de altura refletindo a variação altitudinal da Serra da Mantiqueira que vai de 1200 a 2800 metros, aparentemente essa característica do bioma é um grande atrativo para a espécie (Figura 2.20). Assim sendo, quanto maior a altitude, maior a probabilidades de presença. Em altitudes acima de 1100 metros, observa-se no mínimo 55% de probabilidade de presença da espécie (Figura 2.22a). As localizações demonstram que, apesar do modelo apresentar maior probabilidade de ocorrência para áreas acima de 1100 metros, somente 14% dos pontos dos lobos foram registrados nessa faixa, entre 1000 e 2340 metros, a maior altitude com registro da espécie no bioma. A grande parte dos registros (86%) se encontram na faixa de 3 a 1100 metros (Figura 2.22b).

Figura 2.22 - Probabilidade de presença (a) e distribuição dos pontos de ocorrência (b) de lobo-guará na Mata Atlântica e Pampas em função da altitude

A terceira variável de maior importância para este modelo, com 14% de contribuição, é a de uso e cobertura do solo. Apesar das categorias não estarem uniformizadas no bioma, o espaço ambiental retratou uma quase uniformidade na contribuição das 15 categorias à ocorrência da espécie. A categoria que apresentou menor probabilidade de presença (em torno de 30%) foi a de mosaico de vegetação natural e cultura. Contrastando, as de maior probabilidade de ocorrência (65 a 69%) foram as categoria de vegetação esparsa e superfícies artificiais. Todas as outras categorias apresentaram valores em torno 40% e outras em torno de 50% de probabilidade de presença (Figura 2.23a). Com relação às localizações, quase a metade dos pontos ficaram divididos em categorias de interferência humana (14, 20, 40) (Figura 2.23b). Esse perfil corrobora a disposição desta categoria no espaço ambiental, onde grande parte da área dos biomas se encontram nas categorias até o código 50 (Figura 2.20).

¹ Legenda para as categorias de uso e cobertura do solo (globcover v.2.3):

14 - Culturas não irrigadas; **20** - Mosaico cultura (50-70%) / Vegetação natural (20-50%); **30** - Mosaico vegetação natural (50-70%) / Cultura (20-50%); **40** - Floresta latifoliada ombrofila ou semi-decídua (> 5m) fechada a aberta (>15%); **50** - Floresta latifoliada decídua (>5m) fechada (>40%); **60** - Floresta/bosque (>5m) latifoliados decíduos abertos (15-40%); **110** - Mosaico floresta ou vegetação arbustiva (50-70%) / campos abertos (20-50%); **120** - Mosaico campos abertos (50-70%) / Floresta ou vegetação arbustiva (20-50%); **130** - Vegetação arbustiva (<5m) fechada a aberta; **150** - Vegetação esparsa (<15%); **160** - Floresta latifoliada regularmente inundada fechada a aberta (>15%); **170** - Floresta ou vegetação arbustiva fechada (>40%) permanentemente inundada; **180** - Campos abertos ou vegetação florestal (>15%) em solos regularmente inundados; **190** - Superfícies artificiais e áreas associadas (áreas urbanas >50%); **200** - Solo exposto; **210** - Corpos d'água

Figura 2.23 - Probabilidade de presença (a) e distribuição dos pontos de ocorrência (b) de lobo-guará na Mata Atlântica e Pampas em função do uso e cobertura do solo

2.4 Discussão

2.4.1 Distribuição Potencial do Lobo-Guará

A área total de distribuição potencial do lobo-guará prevista pelo modelo retrata o que é conhecido para a espécie, haja vista da grande sobreposição com a área de distribuição geográfica histórica e a mais recentemente estimada (DIETZ, 1985; PAULA et al., 2013). A área de distribuição histórica do lobo-guará atingia um total de 2.833.760 km² no território brasileiro, representando 83% do total de área de distribuição geográfica (DIETZ, 1985). A área de distribuição brasileira, proposta atualmente atinge 3.563.809 km², o equivalente a 72% da distribuição total da espécie na América do Sul (PAULA et al., 2013). A área obtida neste estudo assemelha-se em dimensão com a distribuição histórica, com a área de 2.815.242 km², porém a extensão difere bastante. A anterior exclui toda região norte e oeste do Cerrado e inclui a Caatinga na distribuição, diferente do apresentado no presente modelo. Apesar de menor em dimensão, a distribuição potencial se assemelha em extensão com a distribuição geográfica atual apresentada por Paula et al. (2013), coincidindo em 74% nas áreas apontadas pelo modelo.

Mapas de distribuição da espécie de certa forma sempre indicaram a região central do Brasil como a principal área ocupada por *Chrysocyon brachyurus*, estando presente em todas as representações (DIETZ, 1985, QUEIROLO et al., 2011; PAULA et al., 2013; TORRES et al., 2013; PAULA; DE MATTEO, 2015). No entanto, os limites desta área sempre variaram, em função de novos registros de localizações. Somente em 2013, Torres et al. apresentaram um modelo de distribuição potencial. Porém, a utilização de apenas variáveis topográficas e climáticas, associado a baixa quantidade de pontos para o Brasil (base amostral obtida por registros de museus e literatura), resultaram em um modelo que diferiu bastante do apresentado neste estudo. A área potencial de distribuição apresentada aqui, indica muitas áreas coincidentes com as estimadas para ocorrência no Brasil. A extensão do Cerrado adequado à ocorrência da espécie foi fiel ao que é conhecido, respeitando sua história evolutiva, porém já descartando áreas modificadas por atividades agropecuárias, por exemplo na região central de Goiás e oeste do Tocantins. A quase totalidade do bioma é adequada, porém, o Cerrado vem sendo modificado para diversas atividades humanas (KLINK, 2013; BRASIL, 2015a), em destaque o agronegócio e, por isso, existem indicativos de que não é todo o bioma adequado à sua presença. Até 2011 a área total desmatada foi de cerca de 48% do bioma, uma média de 0,35% de redução por ano (nos últimos 7 anos) (BRASIL, 2015a).

Até 2013 a conversão de 45% Cerrado em pastagens destinadas à pecuária e campos, à agricultura indicam que um pouco mais da metade do bioma se encontra sem alteração humana (BRASIL, 2015b). Nesse contexto, coincidentemente, as áreas não adequadas previstas no modelo são as que tiveram maior índice de desmatamento nos últimos 7 anos: o noroeste de Goiás, o centro e noroeste do Tocantins, o Maranhão, o sudoeste do Piauí e oeste da Bahia (BRASIL, 2015a).

Nota-se com surpresa que, ao contrário do Cerrado, o modelo destacou a distribuição potencial da espécie em 2/3 da Mata Atlântica e em quase todo o Pantanal, ambos os biomas mostrando-se adequados não somente nas áreas limítrofes com o Cerrado. No entanto, ainda comparando com os limites propostos para a ocorrência da espécie, este modelo descarta diversas áreas previstas em Paula et al. (2013). Essas são áreas que ocupam os estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro em sua quase totalidade, e grandes extensões do Rio Grande do Sul (Figura 2.7). Essa e outras omissões dos modelos podem ser atribuídas mais ao procedimento de definição dos limites da distribuição geográfica pelos autores do que aos procedimentos da modelagem haja vista que, em muitas dessas áreas, especialistas não acreditam que a espécie ocorra na atualidade e só estão presentes no polígono de distribuição geográfica por estarem no meio da conexão de pontos de localização. A maior omissão do modelo foi, no entanto, nos Pampas, onde a distribuição estimada da espécie prevê a ocupação de mais de 2/3 do bioma, enquanto que o modelo previu apenas a ocorrência potencial da espécie em apenas 6% dos campos sulinos. A distribuição potencial muito restrita ao sudoeste do bioma corroborou com a área proposta por Torres et al. (2013). Considerando que a distribuição conhecida baseia-se em localizações anteriores a 2000 (ano de corte utilizado neste estudo), e nos últimos 15 anos houve apenas um único registro nos Pampas, acredita-se ser a distribuição potencial proposta nesse estudo mais realista, pois reflete os problemas que a espécie encontra com relação a descaracterização de habitats, não levado em consideração na proposição dos limites de uma distribuição geográfica.

Recentes sugestões de expansão da área de distribuição geográfica para a espécie para as áreas da Mata Atlântica e Pantanal (PAULA et al., 2013a), em comparação com a distribuição histórica apresentada por Dietz (1985), podem ser comprovadas somente com uma avaliação considerando registros disponíveis históricos e atuais. Apesar da espécie ser considerada típica do bioma Cerrado, existem registros anedóticos de sua presença (obtidos por entrevistas com moradores da região) na Serra da Mantiqueira, em Minas Gerais, de 50 anos atrás. Em 1985, Dietz já apresentava a possibilidade de uma expansão da distribuição, com indícios de ocupação da espécie na Zona da Mata mineira (sudeste do estado) em áreas

desmatadas e seu mapa de distribuição (o primeiro para a espécie) indica áreas de ocorrência além dos limites do bioma Cerrado. Certamente o desmatamento do bioma Mata Atlântica ofereceu ao longo das últimas décadas habitats mais favoráveis à sua ocorrência, porém com esse presente estudo, apresenta-se indícios de que os habitats são adequados à espécie, não somente por serem áreas desmatadas, mas por apresentarem condições diversas para sua permanência, como revelado pelo modelo.

Da mesma forma, vemos o Pantanal, como um bioma que apresentou praticamente toda sua extensão adequada. Sugeriria-se que a espécie estivesse presente no Pantanal somente em áreas mais altas devido ao ciclo das cheias. O modelo, no entanto, previu potencial ocorrência em todo o bioma como uma área contínua ao Cerrado, o que de fato pode ocorrer, já que registros históricos anedóticos indicam a existência do lobo-guará em áreas baixas, alagáveis, há quase 70 anos (R. Boulhosa, com. pessoal). Esses mesmos relatos, apontam que as constantes e severas cheias nos anos 70 podem ter afastado a espécie das áreas mais baixas, da mesma forma que afetaram a vida silvestre no Pantanal de forma geral (ALHO; SILVA, 2012). De qualquer forma, tanto o Pantanal como a Mata Atlântica se apresentam adequados para a espécie, se mostrando com condições para a ocupação de *Chrysocyon brachyurus*. Talvez algumas qualidades não existissem anteriormente e, com isso, a presença da espécie era mais pontual, restrita a áreas limítrofes com o Cerrado. Todavia, tal hipótese só seria avaliada com uma modelagem pretérita e prevendo projeções futuras, o que é difícil devido a falta de acurácia das localizações antigas, além das dificuldades de testar a acurácia dos modelos em função dos problemas na previsão de variáveis climáticas projetadas em um mundo de mudanças climáticas severas e imprevisíveis (ARAÚJO; RAHBK, 2006; TORRES et al., 2013). Torres et al. (2013) tentaram prever a expansão e retração na distribuição potencial da espécie em função de uma distribuição pretérita e projeções para 2050, porém os resultados não foram satisfatórios para o Brasil conforme mencionado anteriormente.

2.4.2 Adequabilidade ambiental à ocorrência do lobo-guará

Os biomas amostrados apresentaram de forma geral, grande potencial para a ocorrência do lobo-guará. No entanto, além de se observar as potencialidades de ocorrência da espécie ao longo da área de amostragem, observou-se o quanto a adequabilidade dos biomas variou dentro dessa extensão. Apesar da grande dimensão de ocorrência potencial, existe equivalente variação nos níveis de adequabilidade ambiental. A importância dos biomas é

apresentada, em termos proporcionais, devido as possibilidade de ocupação da espécie em suas áreas de domínio, bem como a extensão de áreas com adequabilidade superiores a 50% (adequabilidade média). Desta forma, observou-se que Cerrado, Mata Atlântica e Pantanal dividem grande importância à distribuição da espécie. No entanto são as áreas com maior adequabilidade que podem conferir melhores condições à sua conservação. Enquanto o Cerrado aparece como bioma com maior representação desses indicativos, ou seja, maior proporção de áreas com adequabilidade alta, a Mata Atlântica passa a ser mais importante a partir de registros acima de 49% de adequabilidade ambiental. Isso por apresentar maior proporção de áreas com adequabilidade média e assim um grande potencial de colonização em substituição às áreas degradadas do Cerrado. Já o Pantanal possui essa inversão de importância com o Cerrado, com 30% de adequabilidade. Abaixo dessa margem, a planície alagável se torna amplamente receptiva à presença da espécie, diferente dos outros biomas que possuem menor proporção de áreas adequadas abaixo de 30% de condições adequadas.

O modelo se apresentou de forma restritiva quanto à adequabilidade, especialmente com relação aos biomas do Cerrado e Pampas, originais de distribuição da espécie (Dietz, 1985). Nas últimas décadas ambos foram e vem sendo sujeitos a altas taxas de conversão de habitats naturais em paisagens modificadas para atividades humanas, como agricultura e pecuária (KLINK; MACHADO, 2005; CRAWSHAW et al., 2007; LORENSINI et al., 2015; BRASIL, 2015a) o que de fato pode estar reduzindo habitats favoráveis para o lobo-guará. Os modelos apresentaram grandes extensões de áreas com adequabilidade baixa ou muito baixa, atingindo juntos 74% da área total dos quatro biomas. Ainda, 22% dessa área total é inadequada à sua ocorrência. Entre as áreas historicamente ocupadas e as novas áreas onde vem ocorrendo, apenas 4% apresentam condições no mínimo de média adequabilidade, ou seja, pelo menos 50% adequadas. A falta de condições plenas à conservação da espécie indica que em 96% de sua área de distribuição potencial, deve-se olhar para sua presença com cuidado. Obsevar diferenças em densidades, natalidade e mortalidade, sua saúde a partir das áreas de melhor adequabilidade podem indicar o quanto menores percentuais de adequabilidade afetam a sua viabilidade populacional. Entre os 4% de áreas com melhor adequabilidade, destaca-se a região central e nordeste do estado de São Paulo, e a ligação dessa região com a Serra da Mantiqueira (já nos domínios da Mata Atlântica), entrando nos estados do Rio de Janeiro e Minas Gerais. Angelieri (2015) obteve resultados semelhantes para a adequabilidade do estado de São Paulo à ocorrência da espécie. A utilização de outras variáveis e o espaço geográfico mais específico produziram um modelo mais detalhado para a espécie nesta região. Apesar de pequenas diferenças em comparação com os modelos desse

estudo, as áreas de melhor adequabilidade se repetiram em ambos estudos, com uma base de dados diferente e um conjunto de variáveis adicionais, mostrando que as regiões central e nordeste do estado, incluindo a Serra da Mantiqueira, são sem dúvida alguns dos pontos mais importantes para a espécie em toda sua área de distribuição. Ao observar valores marginais ao que considera-se neste estudo como o mínimo de adequabilidade importante para a espécie (40% de adequabilidade ambiental), registra-se ainda para o estado de São Paulo, toda região oeste, bem como uma extensão de espaços adequados que conectam áreas de adequabilidade média e alta da Serra da Mantiqueira ao Espinhaço. Ainda, perfazem ligações dessa região com o norte de Minas Gerais, onde encontra-se o mosaico de unidades de conservação que conecta o Parque Nacional das Cavernas do Peruaçu ao Parque Nacional de Grande Sertão Veredas (na trijunção de MG com os estados de Goiás e Bahia), zona considerada de “importância biológica extremamente alta” para a biodiversidade brasileira (BRASIL, 2007).

Ainda, em Minas Gerais é encontrada a maior parte das áreas de Adequabilidade Alta (acima de 75%), destacando-se a região sul da Serra do Espinhaço, incluindo o Parque Nacional da Serra do Cipó e a região do Parque Nacional da Serra da Canastra, no sudoeste do estado. Valores de adequabilidade média e alta são observados também ao norte do PN da Serra da Canastra, estendendo-se em direção a região do Triângulo Mineiro, que também oferece, pelo modelo, áreas de adequabilidade média e alta. Os mesmos valores medianos (acima de 50%) são encontrados ao longo dos limites ocidentais do estado de MG com a região sudeste de Goiás, áreas de menores índices de desmatamento desse estado (BRASIL, 2015b), chegando ao Distrito Federal, outra área destacada pela adequabilidade acima de 50%. Praticamente todo o DF é adequado à espécie, muito marcado pelo modelo, com áreas de adequabilidade alta inclusive. As áreas protegidas no DF, associadas com grandes extensões de remanescentes de cerrado *sensu stricto* refletem a qualidade da região não somente ao lobo-guará mas outras espécies ameaçadas no Cerrado, como a onça-pintada (*Panthera onca*) registrada com mais frequência nos últimos anos nesta mesma região. Ao norte do DF, já no estado de Goiás, somente áreas adjacentes do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros se mostraram com adequabilidade média. No outro extremo do estado, destaca-se toda essa região sudoeste com valores de adequabilidade variando de 50 a 90% de adequabilidade, devido à grande área fonte para a espécie e recursos representada pelo Parque Nacional das Emas, umas das maiores UCs do bioma, porém com grande pressão circunjacente devido à área de alto uso pelo agronegócio. Por outro lado, algumas áreas do estado não se destacaram no modelo como o esperado. Apontadas como populações importantes para a espécie (PAULA et al., 2007), o mosaico de UCs da região nordeste de

Goiás e do sudoeste do Tocantins se encontram sob grande pressão antrópica pela expansão agrícola (GARCIA et al., 2011). Esta importante região para a biodiversidade, entre os estados de MA, TO, PI e BA, engloba o Parque Estadual do Jalapão, o Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba e a Estação Ecológica da Serra Geral do Tocantins. No entanto, ao mesmo tempo faz parte de uma das mais cobiçadas para o agronegócio no Brasil, com um crescimento de 400% nas plantações de soja, arroz, milho, nos últimos 20 anos (LORENSINI et al., 2015). Além desse mosaico, o modelo não valorizou locais previamente destacados por especialistas como de relevância para a espécie (PAULA et al., 2007), como a região do Rio das Mortes no leste do Mato Grosso e adjacente, o Parque Nacional do Araguaia, no noroeste de Goiás, a região do Parque Estadual de Mirador, no sudeste do estado do Maranhão, que se conecta com o sudoeste piauiense e o oeste baiano. Essas são áreas indicadas como sendo de adequabilidade baixa ou muito baixa (menores que 50%). Possivelmente, isso é um reflexo da intensiva exploração destas regiões na última década pela agropecuária, estando tais unidades mencionadas entre as dez com maior pressão antrópica em seu entorno (GARCIA et al., 2011; LORENSINI et al., 2015). Apesar do uso e cobertura do solo no Cerrado não ter sido uma variável de alta contribuição para o modelo, considera-se a perda e alteração de habitats como um dos fatores principais de ameaça às populações de lobo-guará reduzindo a viabilidade das populações (PAULA; DESBIEZ, 2013).

Por outro lado, corroborando com o reconhecimento histórico e presente sobre sua importância para a conservação do lobo-guará, o modelo apontou as áreas do Parque Nacional das Emas e do Parque Nacional da Serra da Canastra como as áreas de maior valor para a espécie em todo o Brasil. Através de diversos estudos é conhecido para ambas as regiões as maiores densidades populacionais de *C. brachyurus*. A adequabilidade em ambas as áreas ultrapassou 85% de adequabilidade, chegando ao máximo valor encontrado no estudo nas localidades mais elevadas (~1450 metros) da Serra da Canastra. Ambas sempre foram reconhecidas como os dois principais santuários para a espécie no Brasil, destacando-se em diversos sentidos na conservação da espécie (DIETZ, 1984; PAULA et al., 2007; SILVEIRA et al., 2009; PAULA et al., 2013b).

Ainda, as áreas de melhor adequabilidade (valores acima de 50%) margeiam os limites orientais do Cerrado com a Mata Atlântica, em Minas Gerais, conectando a Serra da Mantiqueira com a Serra do Espinhaço, passando pela região da Serra do Caraça, Parque Nacional da Serra do Cipó e chegando ao Parque Nacional das Sempre-Vivas no extremo norte desse setor de melhor adequabilidade. Essas áreas em questão são áreas mais altas, apontando a importância de altitudes superiores a 1000 metros para a espécie. E talvez seja a

altitude, além de algumas outras peculiaridades, a causa de níveis de adequabilidade ambiental média e boa em grande extensão da Mata Atlântica. O limite máximo de adequabilidade da Mata Atlântica foi de 92%. Se comparada com o Cerrado, em termos de adequabilidade máxima, são quase equivalentes (o Cerrado apresentou valor máximo de 93,5% de adequabilidade). As áreas com adequabilidade superior a 90% no bioma foram identificadas na Serra da Mantiqueira, nas imediações de Campos do Jordão (SP) e na região do Itatiaia (em MG e RJ) e no município de Araguari (MG), no Triângulo Mineiro, já na transição com o Cerrado (e com mais características de Cerrado do que de Mata Atlântica). Os valores proporcionais da adequabilidade da Mata Atlântica à ocorrência do lobo-guará se assemelhou bastante ao encontrado para o Cerrado. Ambos biomas tiveram em torno de 4,5% de proporção dos biomas com adequabilidade acima de 50% e menos de 1% com adequabilidade alta. No entanto, em termos de área adequada isso se traduz em grandes diferenças. Enquanto no Cerrado, adequabilidade média ou alta se estendem por 94 mil km², na Mata Atlântica a extensão de áreas melhores para a espécie é quase a metade com 54 mil km².

As pequenas diferenças proporcionais podem representar grandes diferenças em função de áreas disponíveis para populações saudáveis. Paula e Desbiez (2013) indicaram que populações isoladas menores que 100 indivíduos não são viáveis em longo prazo. Considerando a região da Serra da Canastra como de maior densidade conhecida para a espécie (TROLLE et al., 2007; SILVEIRA et al., 2009; PAULA et al., 2013b), sendo de 0,08 indivíduos por km², para populações estáveis, com número de indivíduos maior que 100, faz-se necessário no mínimo áreas de 1.250 km² para manter populações viáveis a longo prazo. Na Mata Atlântica, somente áreas contínuas de adequabilidade média e alta na Serra da Mantiqueira (além da região de transição com o Cerrado no Triângulo Mineiro) ofereceria condições à espécie. De fato, a ocupação mais recente da espécie na Mata Atlântica apresenta maior abrangência de áreas ao longo da Serra da Mantiqueira, sendo sempre limitado pelas formações florestais do bioma. O maciço da Serra da Mantiqueira, que se estende geograficamente até a região serrana do sul de Minas Gerais e do Rio de Janeiro, aparece como área mais importante do bioma à espécie. Mistura campos naturais e degradados com características semelhantes aos encontrados sob os domínios do Cerrado. Essas áreas correspondem às identificadas como estratégicas para a conservação da Mata Atlântica, classificadas como de “importância extremamente alta para a conservação da biodiversidade” desde 2002, e indicadas como áreas de alto potencial de fluxo biológico (CUNHA; GUEDES 2013). Trata-se uma região que, além de melhor integridade ambiental, é composta por

unidades de conservação, com uso do solo menos intensificado devido ao relevo e menor densidade humana em comparação com outras regiões da Mata Atlântica. Essa região faz fronteira com o bioma Cerrado, dividindo atributos fitofisionômicos, como as áreas de campo, e por isso contem algumas espécies vegetais que servem de recursos alimentares à espécie.

Os Pampas foram apresentados pelo modelo como o pior bioma amostrado para a ocorrência de *C. brachyurus*, com apenas 6% do bioma adequado, e ainda assim com uma adequabilidade ruim (baixa e muito baixa). O valor máximo encontrado no bioma foi de 27% adequabilidade em uma área de 2 km² de adequabilidade baixa somados aos 11 mil km² de adequabilidade muito baixa. Apesar do modelo refletir o alto grau de degradação do bioma (CRAWSHAW et al., 2007; OVERBECK et al., 2009), essa indicação ruim em demasia dos campos sulinos à ocorrência do lobo-guará é uma surpresa. Apesar da espécie apresentar fortes indícios de retração nesse bioma (QUEIROLO et al., 2011), a associação da espécie com ecossistemas savânicos e campestres sugeria inicialmente um cenário um pouco mais positivo em termos de áreas com melhor adequabilidade. É possível que conflitos com proprietários rurais e a descaracterização das paisagens do bioma, tenham reduzido de fato as populações no estado (CRAWSHAW et al., 2007; OVERBECK et al., 2009). Uma investigação sobre a ocorrência da espécie no bioma está em andamento e tem apresentado resultados negativos quanto a novos registros. O registro mais recente da espécie (PINTO; DUARTE, 2013), o único utilizado neste estudo, está em uma área prevista como inadequada pelo modelo. Com isso, é possível sugerir que a espécie caminha para uma extinção local devido à descaracterização do bioma. Sugere-se então que esse animal seja um dispersor, vindo do Sul ou Oeste (de território Argentino). Investigações específicas para a espécie nos campos sulinos têm sido realizadas nos últimos três anos sem sucesso na obtenção de novos registros, corroborando a indicação do modelo.

Com relação ao Pantanal, observou-se adequabilidade à ocorrência da espécie em quase a totalidade do bioma. No entanto, 92% dele apresenta adequabilidade baixa ou muito baixa. Apesar do cenário não ser totalmente positivo à conservação da espécie, a grande planície do oeste brasileiro pode oferecer condições mínimas para sua presença, refletindo uma região importante já que as áreas adjacentes do Cerrado vêm sofrendo grande exploração antrópica. Apenas duas manchas, ao norte e ao sul, oferecem pouco mais de 1.300 km² de adequabilidade média à ocorrência da espécie. Ambas as regiões, são mais altas na planície pantaneira, o que conferiria ambientes mais propícios à sua permanência. Na região ao norte, no Pantanal de Barão de Melgaço e de Paiaguás, existe uma conectividade maior com as áreas de adequabilidade média e alta do Cerrado. Áreas indicadas pelas nascentes do Rio Cuiabá e

pelas proximidades da região do Parque Nacional das Emas, ligadas através do corredor ecológico do Rio Taquari, próximo à divisa do MT com o MS. Ao sul, ainda encontra-se áreas de adequabilidade média também nas regiões do Pantanal de Miranda e de Aquidauana, também mais altas, mas dessa vez totalmente isoladas de outras áreas razoáveis ou boas em termos de adequabilidade ambiental. Apesar de mais altas, a maior parte dessas áreas são também alagáveis, como o bioma por inteiro. Talvez por essa razão o Pantanal é adequado por apresentar características propícias à espécie, como ambientes abertos e muitos deles com fisionomias do Cerrado. Os relatos mais constantes de presença da espécie podem estar relacionados ao uso intenso de áreas de Cerrado, marginais ao bioma, pela agropecuária. A pressão negativa pode deslocar indivíduos para ambientes de melhor qualidade no Pantanal. Porém, essa adequabilidade é limitada a outros requerimentos, como por exemplo a forte influência dos índices pluviométricos e da temperatura como variáveis importantes que ultrapassaram os limites para a espécie no Pantanal.

2.4.3 A influência das variáveis ambientais

Considerando os quatro biomas, foram cinco variáveis importantes contribuindo para os dois modelos de adequabilidade. Dessas cinco de maior contribuição, três são variáveis climáticas, sendo duas com forte influência para o Cerrado e Pantanal e uma para a Mata Atlântica e Pampas. Isso corrobora a relação da espécie com a sazonalidade e as variações de temperatura, umidade, precipitação influenciando a disponibilidade de recursos para a espécie (MOTTA-JUNIOR; MARTINS, 2002; RODRIGUES et al., 2007; CASTRO; EMMONS, 2012). O lobo-guará possui uma grande amplitude de nicho alimentar (JACOMO et al., 2004), com variação sazonal entre períodos de seca (entre meses de maio a outubro) e chuvoso (novembro a abril), aproveitando-se de espécies animais e vegetais e, por isso, definindo seus padrões de uso do espaço de acordo com a disponibilidade alimentar (AMBONI, 2007). Os fatores climáticos exercem relevante papel regulatório na disponibilidade de recursos e na ocupação da espécie nas paisagens. Prevosti et al. (2004) e Torres et al. (2013) apresentam modelos baseados nesses fatores indicando em cenários passados, presentes e futuros essa forte dependência da precipitação e temperatura na distribuição do lobo-guará. Neste estudo, de forma semelhante ao apresentado por Torres et al. (2013), a influência da precipitação no quarto mais frio para o Cerrado e Pantanal e a precipitação no quarto mais quente para a Mata Atlântica e Pampas, refletem de certa forma sua ecologia. Durante o período de seca no Cerrado e Pantanal a oferta de alimento é drasticamente reduzida, fazendo com que os

indivíduos de lobo-guará forrageiem por longas distâncias (CASTRO; EMMONS, 2012). Áreas com índices de pluviosidade de até 200mm de precipitação são mais favoráveis à ocorrência da espécie de acordo com o modelo, facilitando o forrageamento, diminuindo o gasto energético e fornecendo condições alimentares mais diversas no período de estiagem. Já na Mata Atlântica, onde os itens da dieta da espécie não estão totalmente disponíveis nas áreas de campo (provenientes do desmatamento), índices de pluviosidade mais elevados (a partir de 500mm de precipitação) disponibilizam mais recursos alimentares.

A altitude foi a variável que mais contribuiu ao modelo do Cerrado e Pantanal e a segunda mais importante para a Mata Atlântica e Pampas. Foi a declividade também uma das variáveis de maior peso nos modelos gerados por Torres et al. (2013), no entanto, com algumas diferenças marcantes. O modelo indicou um crescente na probabilidade de presença em função do aumento do gradiente altitudinal, com indicativos que altitudes superiores a 1000 metros sejam as mais adequadas à espécie para todos os biomas. Considerando tamanha importância dessa variável, observam-se os valores de maior adequabilidade para as regiões serranas de Minas Gerais, incluindo o maciço do Espinhaço e o sudoeste mineiro a partir da Serra da Canastra. Todavia, as diferenças mais drásticas na altitude foram no estado de Goiás, a região central do Cerrado. Partindo da preferência da espécie à áreas mais altas, é natural que todo oeste e noroeste goiano tenham apresentado valores baixos de adequabilidade, haja vista da média de 300 metros de altitude para a região. Já o sudoeste composto pela região do PN das Emas, possui média de 800 metros de altitude, o que ao contrário das áreas mais baixas, começa a favorecer a ocorrência da espécie. Contudo, é o leste goiano que é constituído de áreas de adequabilidade superiores a 50%, chegando a valores altos no DF inclusive, com um gradiente variando de 850 a quase 1200 metros, corroborando a influência da variável na indicação de áreas mais adequadas. Talvez a influência da altitude seja um dos fatores que resultaram na adequabilidade baixa do Pantanal como um todo. A planície alagável, possui média de 100 metros de altitude, sendo assim muito baixo, conforme o modelo indicou como ideal (em torno de 1000 metros), gerando adequabilidade inferior em comparação às demais áreas do Bioma.

Com relação à Mata Atlântica, a altitude não constituiu a variável mais importante, mas sua contribuição teve grande influência no modelo, principalmente por estar de certa forma relacionada às variáveis climáticas (por exemplo, a precipitação, que foi a mais importante das variáveis utilizadas). As altitudes mais elevadas coincidem com áreas mais preservadas do bioma, tanto da Serra da Mantiqueira, quanto da Serra do Mar. A primeira, alterna áreas abertas naturais, os campos rupestres e de altitude que ocorrem acima de médias

de 900 metros na Serra do Espinhaço e acima de 1500 metros na Serra da Mantiqueira e na Serra do Mar (RIBEIRO; FREITAS, 2010). A quantidade de registros acima de 900 metros (cerca de 30% dos pontos) corroborou com o aumento gradativo na probabilidade de encontros, além dessa mesma altitude, com no mínimo 50% de probabilidade de presença. Assim, a espécie está ocorrendo em áreas com fisionomias conhecidas e amplamente utilizadas ao longo de toda sua distribuição. Queriolo et al. (2011) sugerem que a presença do lobo-guará na Mata Atlântica está relacionada às áreas desmatadas ou em estágio inicial de sucessão, transformadas em campos. No entanto, o modelo indica áreas favoráveis naturalmente por apresentarem características semelhantes às apresentadas nos ecossistemas savânicos. No entanto, Ribeiro e Freitas (2010) apontam a substituição da vegetação campestre nos topos de morro neste bioma para agricultura e pecuária. Os autores projetam uma maior interferência antrópica com o novo Código Florestal, que é mais flexível às alterações de APPs (no caso os topos de morro). Isso traria um revés grande à presença da espécie em áreas mais elevadas pois seriam essas descaracterizadas como vem sendo no Cerrado.

A variável de uso e cobertura do solo apresentou também grande importância no modelo da Mata Atlântica. Das 6 categorias observadas que oferecem probabilidades de presença superiores a 50%, quatro estão relacionadas a ambientes abertos, arbustivos. As outras duas, à áreas florestais e áreas arbustivas mais fechadas. Não somente a preferência por habitats abertos fica evidente, mas a associação negativa às áreas florestais, como observado em alguns estudos (COELHO et al., 2008; VYNNE et al., 2011). No entanto, vinculado às áreas abertas principalmente na região oeste de SP, observam-se centros urbanos e os campos agricultáveis de pequeno porte (não irrigáveis). Tais categorias se encontram acima de 50% de probabilidade de presença. Apesar da categoria indicada pelo modelo como a que apresenta as maiores probabilidades de presença atingindo quase 70% (a de superfícies artificiais e áreas urbanas), menos de 2% das localizações estão presentes em áreas urbanas ou adjacentes. O percentual relativamente alto para áreas degradadas, pode indicar que, apesar da tolerância da espécie à ocupação humana indicada pela resposta a esta categoria de uso do solo, a associação com as outras variáveis resulta em baixa adequabilidade ambiental (com no máximo 40% de adequabilidade).

Apesar do uso e cobertura contribuir apenas com 14% no modelo, observa-se que a composição da paisagem e o uso antrópico têm influência associada à altitude, onde áreas mais elevadas permanecem mais preservadas, com categorias de cobertura de ambientes abertos, e as áreas mais baixas apresentam ocupação humana e desenvolvimento de atividades

agropecuárias. A maior extensão de área de Mata Atlântica apresentada pelo modelo está no sudeste, região mais populosa e de maior contribuição ao PIB nacional (IBGE, 2014). Um terço das localizações de lobos foram obtidas acima de 800 metros, já áreas com menor interferência na região mais adequada do modelo (Serra da Mantiqueira, Serra do Espinhaço). Provavelmente isso se dá devido ao antigo código florestal (ainda em vigência quando as variáveis foram elaboradas) definir como Áreas de Preservação Permanente as áreas mais elevadas, restringindo um pouco sua degradação e mantendo os mosaicos de áreas de vegetação campestre e florestal, mas preservadas de certa forma. Como observado por Ribeiro e Freitas (2010), essas áreas podem não ser mais viáveis em função da nova legislação. Então é possível que esta situação de associação positiva entre melhor adequabilidade em função do grau de preservação de áreas altas por um uso de solo menos impactantes seja revertido em poucos anos.

Ainda que o modelo tenha gerado áreas adequadas com as probabilidades de presença da espécie de no mínimo 27% entre 15 categorias diferentes da paisagem, somente 8 delas estão representadas pelos registros de lobo (sendo que uma delas não foi apresentada no modelo). Desta forma, a distribuição do lobo nas categorias de uso do solo é muito mais restrita do que o modelo previu. A espécie poderia se utilizar desse espaço ambiental mais do que acontece e isso pode ser pela falta de outros atributos que resultariam, em conjunto com tais classes de uso do solo, em habitats mais favoráveis à presença da espécie. Praticamente 1/3 (34%) de todos os registros ocorreram na categoria de vegetação arbustiva fechada a aberta. Ainda, 18% dos pontos ocorrem em mosaicos de vegetação campestre e culturas. Ambas divisões constituem quase a metade dos registros. Por outro lado, a ocorrência em outras categorias de áreas naturais, porém florestais (que não caracterizam habitats de ampla utilização para a espécie), aparecem constituindo 26% das ocorrências, uma surpresa que pode ser explicada por áreas categorizadas como tal, porém que podem ter sido desmatadas ou estão em fase de sucessão. E por fim, 22% dos pontos somente ocorreram em categorias exclusivamente antrópicas (culturas e superfícies artificiais).

O lobo-guará é uma espécie que evoluiu utilizando áreas abertas com a predominância de vegetação campestre (DIETZ, 1984; PRATES, 2008; EMMONS, 2012), e apesar de ser sugerido a plasticidade da espécie na ocupação de ambientes antropizados (QUEIROLO et al., 2011; PAULA et al., 2013), a influência das variáveis, atuando em conjunto na definição de áreas adequadas, mostra que talvez a espécie tenha limitações a certos ambientes antrópicos. As observações realizadas principalmente para a influência da variável uso e cobertura do solo, refletem uma base de dados mundiais de 2009 (Global Land Cover Map, v.2.3).

Acredita-se que respostas mais sensíveis da espécie à essa variável, especialmente para o Cerrado e Pantanal ocorram em função de dados mais recentes, e gerados especificamente para cada bioma.

2.5 Conclusões

O Cerrado apresentou maior extensão de áreas de média e alta adequabilidade, sendo identificado como o bioma mais adequado e importante à ocorrência da espécie, seguido da Mata Atlântica, do Pantanal e Pampas.

Mata Atlântica e Pantanal são biomas de ocorrência potencial para a espécie e não de ocorrência marginal. Os Pampas se tornaram uma área marginal da distribuição do lobo-guará.

As unidades de conservação do Cerrado são as mais favoráveis à conservação do lobo-guará devido maior número de UCs com adequabilidade ambiental alta e UCs com adequabilidade ambiental média de grandes extensões.

A altitude é a variável ambiental mais importante à ocorrência do lobo-guará, seguida de variáveis bioclimática de temperatura e precipitação em períodos de estresse climático (picos das estações seca e chuvosa) nos biomas Cerrado, Mata Atlântica, Pantanal e Pampas. As características de uso e cobertura do solo se mostraram de grande importância na Mata Atlântica e nos Pampas.

Referências

AB'SABER, A.N. O Pantanal Mato-grossense e a teoria dos refúgios. **Revista Brasileira de Geografia**, Rio de Janeiro, v. 50, p. 9-57, 1988.

ABADE, L.; MACDONALD, D.W.; DICKMAN, A.J. Using landscape and bioclimatic features to predict the distribution of lions, leopards and spotted hyaenas in Tanzania's Ruaha Landscape. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 9, n. 5, p. e96261, 2014.

ABADE, L.; MACDONALD, D.W.; DICKMAN, A.J. Assessing the relative importance of landscape and husbandry factors in determining large carnivore depredation risk in Tanzania's Ruaha landscape. **Biological Conservation**, Massachusetts, v. 180, p. 241-248, 2014.

ADÁMOLI, J. O Pantanal e suas relações fitogeográficas com os Cerrados: discussão sobre o conceito de “Complexo do Pantanal”. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 32., 1982, Teresina. **Anais...** Teresina: SBB, 1982. p. 109-119.

ALHO, C.J., SILVA, J.S. Effects of severe floods and droughts on wildlife of the Pantanal wetland (Brazil): a review. **Animals**, Basel, v. 2, n. 4, p. 591-610, 2012.

ALHO, C.J.R.; SABINO, J. A conservation agenda for the Pantanal's biodiversity Brazilian. **Journal of Biology**, London, v. 71, p. 327–335, 2011.

AMBONI, M. P. M. **Dieta, disponibilidade alimentar e padrão de movimentação do lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus*, no Parque Nacional da Serra da Canastra, MG.** 2007. 108 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Manejo e Conservação da Vida Silvestre) - Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

ANGELIERI, C.C.S. **A conservação de grandes mamíferos e o planejamento de uso e ocupação da terra no Estado de São Paulo/Brasil.** 2015. 173 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2015.

ARAÚJO, M.B.; RAHBEEK, C. How does climate change affect biodiversity? **Science**, New York. v. 313, p. 1396-1397, 2006.

BARROS, R.S.M. **Levantamento e estimativas populacionais de mamíferos de médio e grande porte num fragmento de mata atlântica em área urbana no sudeste do Brasil.** 2008. 69 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais) - Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2008.

BEYER, H.L. **Geospatial modelling environment: spatial ecology, LLC.** Disponível em: <<http://www.spatial ecology.com/gme/gmedownload.htm>>. Acesso em: 21 jan. 2013.

BOLDRINI, I.I.; MOZETO, A.A. **Campos do Rio Grande do Sul: Caracterização fisionômica e problemática ocupacional.** Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1997. 40 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Áreas prioritárias: uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira; atualização-Portaria MMA nº 9, de 23 de janeiro de 2007.** Brasília: MMA, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2007. 301 p.

_____. **Mata Atlântica: patrimônio nacional dos brasileiros.** Brasília, 2010a. 408 p. (Biodiversidade, 34).

_____. **Mapeamento do uso e cobertura da terra do Cerrado: Projeto TerraClass Cerrado** 2013. Brasília, 2015a. 69 p.

_____. **Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite: Cerrado - 2010-2011.** Brasília, 2015b. 16 p.

_____. IBAMA, Centro de Sensoriamento Remoto. **Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite: acordo de cooperação técnica MMA/IBAMA: monitoramento do bioma Pampa 2002-2008**. Brasília, 2010b. 37 p.

_____. Presidência da República. **Plano Nacional de Desenvolvimento (1975-79)**. Brasília: Presidência da República, Seplan, 1975. 149 p.

BROWN, J.H. **Macroecology**. Chicago: University of Chicago Press, 1995. 269 p.

BROWN, J.L. SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. **Methods in Ecology and Evolution**, London, v. 5, n. 7, p. 694-700. 2014.

CARVALHO, C.T. Aspectos faunísticos do cerrado: o lobo guará (Mammalia, Canidae). **Boletim Técnico do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 21 p. 1-20, 1976.

CARVALHO, F.M.V.; DE MARCO, P.; FERREIRA, L.G. The Cerrado into-pieces: habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. **Biological Conservation**, Massachusetts, v. 142, n. 7, p. 1392-1403, 2009.

CASTRO, J.M.; EMMONS, L.H. Variation in diet and resources. In: EMMONS, L.H. **The Maned Wolves of Noel Kempff Mercado National Park**. Washington: Smithsonian Institute Scholarly Press, 2012. p. 37-55.

CAYUELA, L.; GOLICHER, D.; NEWTON, A.; KOLB, H.; DE ALBURQUERQUE, F. S.; ARETS, E.J.M.; ALKEMADE, J.R.M.; PÉREZ, A.M. Species distribution modeling in the tropics: problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation. **Tropical Conservation Science**, México, v. 2, n. 3, p. 319-352, 2009.

CHIARELLO, A.G. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 60, n. 2, p. 237-247, 2000.

CHIARELLO, A.G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, Massachusetts, v. 89, n. 1, p. 71-82, 1999.

CHIARELLO, A.G.; AGUIAR, L.M.S.; CERQUEIRA, R.; MELO, F.R.; RODRIGUES, F.H.G.; SILVA, V.M.F. Mamíferos ameaçados de extinção no Brasil. In: MACHADO, A.B.M.; DRUMMOND, G.M.; PAGLIA, A.P. (Ed.). **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente Fundação Biodiversitas, 2008, v. 2. 1420p.

CLEMENTS, G.R.; RAYAN, D.M.; AZIZ, S.A.; KAWANISHI, K.; TRAEHOLT, C.; MAGINTAN, D.; TINGLEY, R. Predicting the distribution of the Asian tapir in Peninsular Malaysia using maximum entropy modeling. **Integrative Zoology**, Malden, v. 7, n. 4, p. 400-406, 2012.

COELHO, C.M.; DE MELO, L.F.B.; SÁBATO, M.A.L.; MAGNI, E.M.V.; HIRSCH, A.; YOUNG, R.J. Habitat use by wild maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) in a transition zone environment. **Journal of Mammalogy**, Oxford, v. 89, n. 1, p. 97-104, 2008.

CORDEIRO, J.L.; HASENACK, H. **Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul.** Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009. p. 285-299.

COURTENAY, O. Conservation of the Maned Wolf: fruitful relations in a changing environment. **Canid News**, Oxford, v. 2, p. 41-43, 1994.

COUTINHO, L.M. O conceito de Cerrado.(The concept of Cerrado.). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 1, p. 17-23, 1978.

CRAWSHAW, D.; DALL'AGNOL, M.; CORDEIRO, J.L.P.; HASENACK, H. Caracterização dos campos sul-rio-grandenses: uma perspectiva da ecologia da paisagem. **Boletim Gaúcho de Geografia**, Porto Alegre, v. 33, n. 1, p. 233-252, 2007.

CUNHA, A.A.; GUEDES, F. B. **Mapeamentos para conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica:** em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações aplicadas. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2013. 60 p.

DA SILVA, J.D.S.V.; DE MOURA ABDON, M.; DE MORAES, J.A. Desmatamento na bacia do Alto Paraguai no Brasil. In: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, 3., 2010, Cáceres. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2010. p. 458-467.

DIETZ, J.M. Ecology and social organization of the Maned Wolf (*Chrysocyon brachyurus*), **Smithsonian Contributions to Zoology**, Washington, v. 392, p. 1-51, 1984.

_____. *Chrysocyon brachyurus*. **Mammalian Species**, Oxford, v. 234, p. 1-4, 1985.

EITEN, G. Delimitação do conceito de Cerrado. **Arquivos do Jardim Botânico**, Rio de Janeiro, v. 21, p. 125-134, 1977.

ELITH, J.; LEATHWICK, J.R. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 40. p. 677-697, 2009.

ELITH, J.; KEARNEY, M.; PHILLIPS, S. The art of modelling range-shifting species. **Methods in Ecology and Evolution**, London, v. 1, p. 330-342, 2010.

ELITH, J.; PHILLIPS, S.J.; HASTIE, T.H.; DUDÍK, M.; CHEE, Y.E.; YATES, C.J. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. **Diversity and Distributions**, London, v. 17, p. 43-57, 2011.

ELITH, J.H.; GRAHAM, C.P.; ANDERSON, R.; DUDÍK, M.; FERRIER, S.; GUISAN, A.J.; HIJMANS, R.; HUETTMANN, F.R.; LEATHWICK, J.; LEHMANN, A.; LI, J.G.; LOHMANN, L.A.; LOISELLE, B.; MANION, G.; MORITZ, C.; NAKAMURA, M.; NAKAZAWA, Y.; MCC, M.; OVERTON, J.; TOWNSEND PETERSON, A.J.; PHILLIPS, S.; RICHARDSON, K.; SCACHETTI-PEREIRA, R.E.; SCHAPIRE, R.; SOBERÓN, J.; WILLIAMS, S.S.; WISZ, M.E.; ZIMMERMANN, N. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography**, Lund, v. 29, p. 129–151, 2006.

EMMONS, L.H. **The Maned Wolves of Noel Kempff Mercado National Park.** Washington: Smithsonian Institute Scholarly Press, 2012. 150 p.

EMMONS, L.H.; CHÁVEZ, V.; DEL AGUILA, L.F.; ANGULO, S. Activity patterns. In: EMMONS, L.H. **The Maned Wolves of Noel Kempff Mercado National Park.** Washington: Smithsonian Institute Scholarly Press, 2012. p. 15-24.

FERRAZ, K.M.P.M.B.; PAULA, R.C.; CAMPOS, C.B.; BEISIEGEL, B.M.; MORAES JUNIOR, E.A.; CAVALCANTI, S.M.C; OLIVEIRA, T.G. Distribuição potencial e adequabilidade ambiental dos biomas brasileiros à ocorrência da onça-pintada. In: PAULA, R.C.; DESBIEZ, A.L.J.; CAVALCANTI, S.M.C. (Ed.). **Plano de Ação Nacional para conservação da onça-pintada no Brasil.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2013. p. 127-155.

FERRAZ, K.M.P.M.B.; FERRAZ, S.F.B.; PAULA, R.C.; BEISIEGEL, B.M.; BREITENMOSER, C. Species distribution modeling for conservation purposes. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 10, n. 2, p. 214-220, 2012.

FERRAZ, K.M.P.M.B.; SIQUEIRA, M.F.; ALEXANDRINO, E.R.; LUZ, D.T.A.; COUTO, H.T.Z. Environmental suitability of a highly fragmented and heterogeneous landscape for forest bird species in south-eastern Brazil. **Environmental Conservation**, Cambridge, v. 39, p 316-324, 2012.

FERRAZ, K.M.P.M.B.; BEISIEGEL, B.M.; PAULA, R.C.; SANA, D.A.; CAMPOS, C.B.; OLIVEIRA, T.G.; DESBIEZ, A.L.J. How species distribution models can improve cat conservation – jaguars in Brazil. **Cat News**, Bern, v. 7, spec. issue, p. 38-42, 2012.

FIELDING, A.H.; BELL, J.F. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. **Environmental Conservation**, Cambridge, v. 24, p. 38–49, 1997.

FOURCADE, Y.; ENGLER, J.O.; RÖDDER, D.; SECONDI, J. Mapping species distributions with MAXENT Using a geographically biased sample of presence data: a performance assessment of methods for correcting sampling bias. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 9, n. 5, p. e97122, 2014.

FRANKLIN, J. **Mapping species distributions: spatial inference and prediction.** Cambridge: Cambridge University Press, 2009. 340 p.

FRANKLIN, J.; MILLER, J.A. Statistical models: modern regression. In: FRANKLIN, J. **Mapping species distributions: spatial inference and prediction.** Cambridge: Cambridge University Press, 2009. p. 113-153.

GARCIA, F.N.; FERREIRA, L.G.; LEITE, J.F. Áreas protegidas no bioma Cerrado: fragmentos vegetacionais sob forte pressão. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15., 2011, Curitiba. **Anais...** São José dos Campos: INPE 2011. p. 4086-4093.

GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; CHAZDON, R.; EWERS, R.M.; HARVEY, C.A.; PERES, C.A.; SODHI, N.S. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters**, Malden, v. 12, n. 6, p. 561-582, 2009.

GUISAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecology Letters**, Malden, v. 8, p. 993-1009, 2005.

GUISAN, A.; TINGLEY, R.; BAUMGARTNER, J.B.; NAUJOKAITIS-LEWIS, I.; SUTCLIFFE, P.R.; TULLOCH, A.I.T.; REGAN, T.J.; BROTONS, L.; MCDONALD-MADDEN, E.; MANTYKA-PRINGLE, C.; MARTIN, T.G.; RHODES, J.R.; MAGGINI, R.; SETTERFIELD, S.A.; ELITH, J.; SCHWARTZ, M.W.; WINTLE, B.A.; BROENNIMANN, O.; AUSTIN, M.; FERRIER, S.; KEARNEY, M.R.; POSSINGHAM, H.P.; BUCKLEY, Y.M. Predicting species distributions for conservation decisions. **Ecology Letters**, Malden, v. 16, n. 12, p. 1424-1435, 2013.

HALL, L.S.; KRAUSMAN, P.R.; MORRISON, M.L. The habitat concept and a plea for standard terminology. **Wildlife Society Bulletin**, Malden, p. 173-182, 1997.

HARRIS, M. B., TOMAS, W., MOURAO, G., DA SILVA, C. J., GUIMARAES, E., SONODA, F., FACHIM, E. Safeguarding the Pantanal wetlands: threats and conservation initiatives. **Conservation Biology**, Malden, v. 19, n. 3, p. 714-720, 2005.

HERNANDEZ, P.A.; GRAHAM, C.H.; MASTER, L.L.; ALBERT, D.L. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. **Ecography**, Lund, v. 29, p. 773-785, 2006.

HOFFMANN, W.A.; MOREIRA, A.G. The role of fire in population dynamics of woody plants. In: OLIVEIRA, P.S.; MARQUIS, R.J. (Ed.). **The Cerrado of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. p. 159-177.

HOLT, R.D.; GAINES, M.S. Analysis of adaptation in heterogeneous landscapes: Implications for the evolution of fundamental niches. **Evolutionary Ecology**, Geelong, v. 6, p. 433-447, 1992

HUTCHINSON, G.E. Concluding remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, New York, v. 22, p. 415-427, 1957.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de biomas e vegetação**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm>>. Acesso em: 26 maio 2014.

_____. **Censo agropecuário**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/default.shtm>>. Acesso em: 26 dez. 2015.

JÁCOMO, A.T.A.; SILVEIRA, L.; DINIZ-FILHO, J.A.F. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. **Journal of Zoology**, London, v. 262, p. 99-106, 2004.

JAYNES, E.T. Information theory and statistical mechanics. **Physical Review**, New York, v. 106. p. 620-630, 1957.

KLINK, C.A. Policy intervention in the Cerrado Savannas of Brazil: changes in land use and effects on conservation. In: CONSORTE-MCCREA, A.; FERRAZ, E. (Ed.). **Ecology and conservation of the Maned Wolf: multidisciplinary perspectives**. London: CRC Press, 2013. p. 293-307.

KLINK, C.A.; MACHADO, R.B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, Malden, v. 19, p. 707–713, 2005.

LEEMANS, R. Modeling for species and habitats: new opportunities for problem solving. **The Science of the Total Environment**, Barcelona, v. 240, p. 51-73, 1999.

LENNON, J. J. Red-shifts and red herrings in geographical ecology. **Ecography**, Lund, v. 23, n. 1, p. 101-113, 2000.

LIU, C.; BERRY, P.M.; DAWSON, T.P.; PEARSON, R.G. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. **Ecography**, Lund, v. 28, p. 385–393, 2005.

LOPES, M.A. **Matopiba, a nova ousadia da agricultura brasileira**. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/web/portal/busca-de-noticias/-/noticia/1705609/matopiba-a-nova-ousadia-da-agricultura-brasileira>>. Acesso em: 04 nov. 2015.

LORENSINI, C.L.; VICTORIA, D.C.; VICENTE, L.E.; MAÇORANO, R.P. Mapeamento e identificação da época de desmatamento das áreas de expansão da agricultura no MATOPIBA. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17., 2015, Joao Pessoa. **Anais...**: São José doa Campos: INPE, 2015. p. 3542-3548.

LOURIVAL, R.; HARRIS, M.B.; MONTAMBAULT, J.R. Introduction to the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. In: WILLINK, P.W.; CHERNOFF, B.; ALONSO, L.E.; MONTANBAULT, J.R.; LOURIVAL, R. (Ed.). **A biological assessment of the aquatic ecosystems of the Pantanal, Mato Grosso do Sul**, Washington: Conservation International, 2000. p. 28-33.

LYRA-JORGE, M.C.; RIBEIRO, M.C.; CIOCHETI, G.; TAMBOSI, L.R.; PIVELLO, V.R. Influence of multi-scales landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, Ciudad Real, v. 56, p. 359–368, 2010.

MAC NALLY, R. Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: the distinction between – and reconciliation of – ‘predictive’ and ‘explanatory’ models. **Biodiversity and Conservation**, Madrid, v. 9, p. 655–671, 2000.

MACDONALD, D.W.; SILLERO-ZUBIRI, C. *Dramatis personae - wild canids: an introduction and dramatis personae*. In: MACDONALD, D.W.; SILLERO-ZUBIRI, C. (Ed.). **The biology and conservation of wild canids**. Oxford: Oxford University Press. 2004. p. 85-106.

MACHADO, R.B.; RAMOS NETO, M.B.; PEREIRA, P.G.P.; CALDAS, E.F.; GONÇALVES, D.A.; SANTOS, N.S.; TABOR, K.; STEININGER, M. **Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro**. Brasília: Conservação Internacional. 2004. 25p. Relatório técnico.

MATEO-TOMÁS, P.; OLEA, P.P.; SÁNCHEZ-BARBUDO, I.S.; MATEO, R. Alleviating human–wildlife conflicts: identifying the causes and mapping the risk of illegal poisoning of wild fauna. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 49, p. 376–385, 2012.

MORRISON, M.L.; MARCOT, B.G.; MANNAN, R.W. **Wildlife-habitat relationships: concepts and applications**. Washington: Island Press, 2006. 493 p.

MOTTA-JUNIOR, J.C. Variação temporal e seleção de presas na dieta do lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus* (Mammalia: Canidae), na Estação Ecológica de Luiz Antônio, SP. In: SANTOS, J.E.; PIRES, J.S.R. (Ed.). **Estação Ecológica de Jataí**. São Carlos: RIMA Editora, 2000. v. 1, p. 331–346.

MOTTA-JÚNIOR, J.C.; MARTINS, K. The frugivorous diet of Maned Wolf, *Chrysocyon brachyurus*. In LEVEY, D.; SILVA, W.R.; GALETTI, M. (Ed.). **Brazil: ecology and conservation in seed dispersal and frugivory; ecology, evolution and conservation**. Wallingford: CABi, 2002. p. 291-303.

MÜLLER, C. **Expansion and modernization of agriculture in the Cerrado: the case of soybeans in Brazil's center-west**. Brasília: Department of Economics, 2003. 306 p. (Working Paper, 306).

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; DA FONSECA, G.A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, New York, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

OVERBECK, G.E.; MÜLLER, S.C.; FIDELIS, A.; PFADENHAUER, J.; PILLAR, V.P.; BLANCO, C.C.; BOLDRINI, I.I.; BOTH, R.; FORNECK, E.D. Os Campos Sulinos: um bioma negligenciado. In: PILLAR, V.P.; MÜLLER, S.C.; CASTILHOS, Z.M.S.; JACQUES, A.V.A. (Ed.). **Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009. p. 24-41.

PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G.M.; LAPS, R.R.; MARIANO, E.; PACIENCIA, M.L.B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining biodiversity in the Atlantic forest: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, Malden, v. 6, n. 142, p. 1178-1190, 2009.

PAULA, R.C.; DEMATTEO, K. *Chrysocyon brachyurus*. In: **The IUCN red list of threatened species 2015**. 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T4819A82316878.en>>. Acesso em: 01 jan. 2016.

PAULA, R.C.; DESBIEZ, A. Population viability analysis. In: CONSORTE-MCCREA, A.; FERRAZ, E., **Ecology and conservation of the Maned Wolf: multidisciplinary perspectives**. London: CRC Press, 2013. p. 15-34.

PAULA, R.C.; MEDICI, P.; MORATO, R.G. **Plano de Ação para a Conservação do Lobo-Guará: análise de viabilidade populacional e de hábitat (PHVA)**. Brasília: Edições IBAMA, 2007. 160 p.

PAULA, R.C.; RODRIGUES, F.H.G.; QUEIROLO, D.; JORGE, R.P.S.; LEMOS, F.G.; RODRIGUES, L.A. Avaliação do estado de conservação do Lobo-guará *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, Curitiba, v. 3, n. 1, p. 146-159, 2013a.

PAULA, R.C.; RODRIGUES, F.H.G.; BIZERRIL, M.X.; SONGSASEN, N.; EIZIRIK, E.; MORATO, R.G.; SANTOS, J.P.; AZEVEDO, F.C.; MAY JR., J.A.; SOARES, C.C.; ROCHA, F.L.; ARRAIS, R.C. The Maned Wolf Conservation Project: Serra da Canastra, Minas Gerais, Brazil. In: CONSORTE-MACCREA, A.; FERRAZ, E. **Ecology and conservation of the Maned Wolf: multidisciplinary perspectives**. London: CRC Press. London, 2013b. p. 177-192.

PEARSON, R.G. **Species distribution modeling for conservation educators and practitioners: synthesis**. American Museum of Natural History. 2007. Disponível em: <<http://ncep.amnh.org>>. Acesso em: 01 an. 2015.

PETERSON, A.T. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. **The Condor**, Louisiana, v. 103, p. 599-605, 2001.

_____. Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. **Biodiversity Informatics**, Kansas, v. 3, p. 59-72, 2006.

PHILLIPS, S.J.; DUDÍK, M. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. **Ecography**, Lund, v. 31, p. 161-175, 2008.

PHILLIPS, S.J.; DUDÍK, M.; SCHAPIRE, R.E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, Towson, v. 190, p. 231-259, 2006.

PHILLIPS, S.J.; DUDÍK, M.; ELITH, J.; GRAHAM, C.H.; LEHMANN A.; LEATHWICK, J.; FERRIER, S. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. **Ecological Applications**, Washington, v. 19, p. 181-197, 2009.

PINTO, L.C.; DUARTE, M.M. Occurrence (new record) of maned wolf *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815)(Carnivora, Canidae) in southern Brazil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, p. 253-259. 2013.

POTT, A.; ADÁMOLI, J. Unidades de vegetação do Pantanal dos Paiaguás. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SOCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL: MANEJO E CONSERVAÇÃO, 2., 1999, Corumbá. **Anais...** Corumbá: Embrapa-Pantanal, 1999. p. 183-202.

PRATES-JÚNIOR, P.S.H. **Diversidade genética e evolutiva do lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*)**. 2008. 71 p. Tese (Doutorado em Zoologia) - Faculdade de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

PREVOSTI, F.J.; BONOMO, M.; TONNI, E.P. La distribución de *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1811) (Mammalia: Carnivora: Canidae) durante el Holoceno en la Argentina: implicancias paleoambientales. **Mastozoología Neotropical**, Montevideo, v. 11, n. 27, p. 43, 2004.

PULLIAM, H.R. On the relationship between niche and distribution. **Ecological Letters**, Malden, v. 3, p. 349–361. 2000.

QUEIROLO, D.; MOREIRA, J.R.; SOLER, L.; EMMONS, L.H.; RODRIGUES, F.H.G.; PAUTASSO, A.S.A.; CARTES, J.L.; SALVATORI, V. Historical and current range of the Near Threatened maned wolf *Chrysocyon brachyurus* in South America. **Oryx**, Cambridge, v. 45, n. 2, p. 296-303, 2011.

QUEIROLO, D.; MOTTA-JUNIOR, J.C. Prey availability and diet of maned wolf in Serra da Canastra National Park, southeastern Brazil. **Acta Theriologica**, Berlin, v. 52, n. 4, p. 391-402, 2007.

RIBEIRO, J.F.; SANO, S.M.; DA SILVA, J.A. Chave preliminar de identificação dos tipos fisionômicos da vegetação do Cerrado. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 32., 1981, Teresina. **Anais...** Teresina: SBB, 1981. p. 124-133.

RIBEIRO, K.T.; FREITAS, L. Potential impacts of changes to Brazilian forest code in campos rupestres and campos de altitude. **Biota Neotropica**, São Paulo, v. 10, p. 239-246. 2010.

RODDEN, M.; RODRIGUES, F.H.G.; BESTELMEYER, S. *Chrysocyon brachyurus*. In: International Union for the Conservation of Nature - IUCN. **IUCN red list of threatened species**: version 2011.1. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 21 ago. 2011.

RODRIGUES, F.H.; HASS, A.; LACERDA, A.C.; GRANDO, R.L.S.C.; BAGNO, M.A.; BEZERRA, A.M.; SILVA, W.R. Feeding habits of the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) in the Brazilian Cerrado. **Mastozoología Neotropical**, Mendoza, v. 14, n. 1, p. 37-51, 2007.

RODRIGUES, F.H.G.; OLIVEIRA, T.G. Unidades de conservação e seu papel na conservação de carnívoros brasileiros. In: WORKSHOP DE PESQUISA PARA A CONSERVAÇÃO DE CARNÍVOROS NEOTROPICAIS, 1., 2006, São Paulo. **Manejo e conservação de carnívoros neotropicais: Anais...** São Paulo: Edições IBAMA, 2006. p. 97-110.

RODRIGUES, F.M.; DINIZ-FILHO, J.A.F. Extinction of canid populations by inbreeding depression under stochastic environments in southwestern Goiás state: a simulation study. **Genetics and Molecular Biology**, Ribeirão Preto, v. 30, n. 1, p. 121-126, 2007.

SILVA, L.L. O papel do Estado no processo de ocupação das áreas de Cerrado entre as décadas de 60 e 80. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 1, n. 2, p. 24-36, 2000.

SOBERÓN, J.; NAKAMURA, M. Niches and distributional areas: concepts, methods, and assumptions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, Washington, v. 106, n. 2, p. 19644-19650, 2009.

SILVEIRA, L.; FURTADO, M.; TÔRRES, N. M.; SOLLMANN, R.; UHL, G.; JÁCOMO, A.T.D.A. Maned wolf density in a central Brazilian grassland reserve. **The Journal of Wildlife Management**, Malden, v. 73, p. 68-71, 2009.

SOBERÓN, J.; PETERSON, A.T. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. **Biodiversity Informatics**, Kansas, v. 2, p. 1-10, 2005.

SOS MATA ATLÂNTICA. INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica: período 2013-2014**. São Paulo, 2015. 60 p. Relatório técnico.

STOCKWELL, D.R.B.; PETERSON, A.T. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. **Ecological Modelling**, Towson, v. 148, p. 1-13, 2002.

TORRES, R.; JAYAT, J.P.; PACHECO, S. Modelling potential impacts of climate change on the bioclimatic envelope and conservation of the Maned Wolf (*Chrysocyon brachyurus*). **Mammalian Biology**, Vienna, v. 78, p. 41-49, 2013.

TROLLE, M.; NOSS, A.; LIMA, E.D.S.; DALPONTE, J.C. Camera-trap studies of maned wolf density in the Cerrado and the Pantanal of Brazil. **Biodiversity and Conservation**, Madrid, v. 16, p. 1197-1204, 2007.

VELOZ, S.D. Spatially autocorrelated sampling falsely inflates measures of accuracy for presence-only niche models. **Journal of Biogeography**, Malden, v. 36, p. 2290-2299, 2009.

VYNNE, C. Agricultural expansion and the future of the Maned Wolf. In: CONSORTE-MCCREA A.G.; SANTOS, E.F. (Ed.). **Ecology and conservation of the Maned Wolf: multidisciplinary perspectives**. Boca Raton: CRC Press, 2014. p. 165-176.

VYNNE, C.; BOOTH, R.K.; WASSER, S.K. Physiological implications of landscape use by free-ranging maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) in Brazil. **Journal of Mammalogy**, Oxford, v. 95, n. 4, p. 696-706, 2014.

VYNNE, C.; KEIM, J.L.; MACHADO, R.B.; MARINHO-FILHO, J.; SILVEIRA, L.; GROOM, M.J.; WASSER, S.K. Resource selection and its implications for the wide-ranging mammals of the Brazilian Cerrado. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 6, n. 12, p. e28939,

Apêndices

Apêndice A - Lista de colaboradores de pontos de localização de lobo-guará nos biomas brasileiros (continua)

Nome Colaborador	Número de pontos cedidos	Nome Colaborador	Número de pontos cedidos
Alberto Pereira Rezende	1	Flavio Henrique G. Rodrigues	9
Alexandre Bezerra	2	Frederico Gustavo Rodrigues França	1
Anesio da Cunha Marques	1	Frederico G. Lemos & Fernanda C. de Azevedo	72
Arnaud Desbiez	1	Guilherme Andreoli & Cecilia Cronenberger	4
Atilio Sersun Calefi	1	Henrique Concone Villas Boas	19
BD Cerrado - Conservação Internacional	15	Igor Inforzato	1
BD Espinhaço - Conservação Internacional	7	Ivana de Freitas Barbola	1
Bernardo Luiz Eckhardt da Silva	1	Izar Araujo Aximoff	1
Carla Polaz	1	João Carlos Araujo Carreira	2
Carlos Frederico Martins	4	Jose Mauricio Barbanti Duarte	2
Cecilia Pessutti	3	Juliano Bonfim Carregaro	1
Davi Ferri	1	Júlio César Rocha Costa	1
Diego Queirolo	34	Katia Ferraz	22
Edgar Cutar Junior	1	Leandro Chiste Pinto & Marcelo M. Duarte	1
Edsel Amorim Moraes Jr	118	Luciano Emmert	1
Felipe Fornazari	1	Marcelo Juliano Rabelo Oliveira	1
Fernando Tortato & Rafael Hoogesteijn	7	Marcelo Lima Reis	12

Apêndice A - Lista de colaboradores de pontos de localização de lobo-guará nos biomas
brasileiros (conclusão)

Nome Colaborador	Número de pontos cedidos	Nome Colaborador	Número de pontos cedidos
Marcelo Magioli & Marcia Rodrigues	3	Rodrigo Silva Pinto Jorge	9
Marcelo Oliveira	84	Rogério Caldas	1
Milton Ribeiro	131	Rogério Cunha de Paula	195
Monica Aragona	9	Rosana Marques Silva	2
Monicque	15	Sergio Bazilio	1
Natalia Mundim Torres	266	Sonia Aparecida Talamoni	1
Patricia Medici	2	Stella Maria Barrouin Melo	2
Paula de Aragao Costa Vicentini Jotta	1	Tadeu Gomes de Oliveira	6
Paulo Dias	3	Tarcízio Antônio Rego de Paula	2
Peter G. Crawshaw Jr	1	Thais Bastos Zanata	2
PROJETO BIOTA - FAPESP	4	Thomas Duarte Mota	4
Rafael Rocha Santos	4	Ubiratan Piovezan	1
Renan Góis de Moraes	1	Valeska de Oliveira	27
Rodiney de Arruda Mauro	1	Wellington Pereira Peres	1

Anexos

Anexo A - Análise de correlação das variáveis do Modelo 1 – Cerrado e Pantanal (número em negrito indicam alta correlação)

Variável	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
1 - Alt	1,000																							
2 - Bio 1	-0,840	1,000																						
3 - Bio 2	0,194	-0,291	1,000																					
4 - Bio 3	-0,037	0,316	0,026	1,000																				
5 - Bio 4	0,130	-0,496	0,126	-0,742	1,000																			
6 - Bio 5	-0,801	0,918	0,033	0,201	-0,434	1,000																		
7 - Bio 6	-0,665	0,904	-0,589	0,445	-0,623	0,722	1,000																	
8 - Bio 7	0,172	-0,403	0,881	-0,444	0,473	-0,058	-0,733	1,000																
9 - Bio 8	-0,910	0,914	-0,264	0,029	-0,129	0,842	0,739	-0,238	1,000															
10 - Bio 9	-0,661	0,930	-0,339	0,519	-0,741	0,827	0,942	-0,545	0,710	1,000														
11 - Bio 10	-0,882	0,970	-0,311	0,165	-0,301	0,903	0,854	-0,345	0,957	0,847	1,000													
12 - Bio 11	-0,694	0,946	-0,288	0,515	-0,744	0,861	0,932	-0,498	0,742	0,989	0,860	1,000												
13 - Bio 12	-0,116	0,102	-0,104	0,112	-0,285	0,013	0,109	-0,145	0,035	0,163	0,002	0,166	1,000											
14 - Bio 13	-0,001	0,067	-0,116	0,279	-0,379	-0,049	0,128	-0,233	-0,072	0,185	-0,057	0,172	0,853	1,000										
15 - Bio 14	-0,166	-0,184	-0,199	-0,547	0,717	-0,234	-0,226	0,096	0,121	-0,379	-0,019	-0,391	-0,009	-0,257	1,000									
16 - Bio 15	0,248	0,055	0,139	0,518	-0,545	0,065	0,134	-0,129	-0,204	0,235	-0,077	0,231	-0,124	0,300	-0,868	1,000								
17 - Bio 16	-0,045	0,111	-0,093	0,289	-0,431	0,010	0,157	-0,217	-0,039	0,231	-0,022	0,226	0,909	0,975	-0,279	0,256	1,000							
18 - Bio 17	-0,196	-0,179	-0,172	-0,533	0,687	-0,222	-0,230	0,113	0,117	-0,366	-0,021	-0,376	0,073	-0,207	0,974	-0,909	-0,219	1,000						
19 - Bio 18	0,219	-0,525	0,303	-0,389	0,643	-0,500	-0,654	0,452	-0,258	-0,700	-0,470	-0,660	0,172	0,060	0,389	-0,342	0,045	0,412	1,000					
20 - Bio 19	-0,368	0,318	-0,393	0,255	-0,184	0,190	0,438	-0,444	0,232	0,401	0,333	0,344	0,155	0,140	0,171	-0,153	0,154	0,190	-0,355	1,000				
21 - globcov	-0,112	0,167	-0,053	0,055	-0,080	0,169	0,165	-0,071	0,155	0,141	0,162	0,158	-0,045	-0,045	-0,082	0,037	-0,035	-0,095	-0,068	0,024	1,000			
22 - distag	-0,077	0,159	0,093	0,182	-0,119	0,220	0,152	-0,002	0,104	0,170	0,169	0,175	-0,325	-0,322	-0,118	0,089	-0,310	-0,126	-0,224	0,004	0,048	1,000		
23 - denspop	0,114	-0,145	-0,056	-0,048	0,075	-0,175	-0,099	-0,028	-0,134	-0,124	-0,138	-0,136	-0,017	0,004	0,035	0,011	0,001	0,030	0,063	-0,002	-0,020	-0,030	1,000	
24 - treecov	-0,208	0,154	0,067	0,061	-0,136	0,203	0,112	0,037	0,124	0,148	0,139	0,170	0,065	0,049	-0,075	0,018	0,070	-0,036	-0,079	0,044	0,031	0,146	-0,060	1,000

Anexo B - Análise de correlação das variáveis do Modelo 2 – Mata Atlântica e Pampas (números em negrito indicam alta correlação)

Variável	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
1 - Alt	1,000																							
2 - Bio 1	-0,585	1,000																						
3 - Bio 2	0,343	-0,145	1,000																					
4 - Bio 3	0,227	0,591	0,224	1,000																				
5 - Bio 4	-0,112	-0,639	0,226	-0,870	1,000																			
6 - Bio 5	-0,746	0,771	0,181	0,178	-0,058	1,000																		
7 - Bio 6	-0,541	0,900	-0,520	0,522	-0,733	0,525	1,000																	
8 - Bio 7	0,119	-0,523	0,734	-0,490	0,818	0,075	-0,809	1,000																
9 - Bio 8	-0,257	0,767	0,088	0,629	-0,599	0,522	0,621	-0,367	1,000															
10 - Bio 9	-0,596	0,744	-0,312	0,321	-0,421	0,602	0,758	-0,473	0,283	1,000														
11 - Bio 10	-0,783	0,931	-0,107	0,309	-0,323	0,912	0,778	-0,282	0,665	0,711	1,000													
12 - Bio 11	-0,430	0,970	-0,212	0,712	-0,804	0,611	0,935	-0,674	0,769	0,713	0,820	1,000												
13 - Bio 12	0,215	-0,494	0,141	-0,419	0,467	-0,293	-0,514	0,400	-0,362	-0,365	-0,388	-0,525	1,000											
14 - Bio 13	0,401	0,062	0,269	0,386	-0,339	-0,137	-0,033	-0,056	0,225	-0,115	-0,089	0,144	0,424	1,000										
15 - Bio 14	-0,139	-0,529	-0,164	-0,748	0,728	-0,170	-0,429	0,386	-0,593	-0,204	-0,303	-0,622	0,609	-0,412	1,000									
16 - Bio 15	0,276	0,448	0,228	0,759	-0,723	0,093	0,345	-0,340	0,531	0,152	0,204	0,558	-0,387	0,642	-0,926	1,000								
17 - Bio 16	0,388	0,051	0,248	0,360	-0,326	-0,148	-0,039	-0,056	0,212	-0,119	-0,096	0,132	0,441	0,985	-0,406	0,638	1,000							
18 - Bio 17	-0,131	-0,523	-0,123	-0,720	0,726	-0,161	-0,438	0,402	-0,569	-0,214	-0,296	-0,618	0,618	-0,412	0,990	-0,934	-0,410	1,000						
19 - Bio 18	0,433	-0,322	0,399	-0,017	0,111	-0,337	-0,467	0,315	0,050	-0,499	-0,353	-0,299	0,628	0,698	-0,072	0,232	0,720	-0,058	1,000					
20 - Bio 19	-0,249	-0,294	-0,315	-0,529	0,499	-0,078	-0,147	0,119	-0,490	0,070	-0,122	-0,369	0,498	-0,348	0,839	-0,790	-0,334	0,851	-0,248	1,000				
21 - globcov	0,037	-0,044	-0,061	-0,037	0,001	-0,067	-0,017	-0,028	-0,048	-0,059	-0,048	-0,032	0,033	0,062	-0,018	0,024	0,063	-0,021	0,025	-0,013	1,000			
22 - distag	-0,002	0,105	-0,215	0,151	-0,205	-0,044	0,213	-0,280	0,033	0,130	0,035	0,147	-0,324	-0,211	-0,126	0,056	-0,223	-0,125	-0,299	-0,030	0,026	1,000		
23 - denspop	0,002	-0,003	-0,103	0,002	-0,056	-0,078	0,038	-0,099	0,018	-0,012	-0,022	0,019	0,045	0,085	-0,039	0,054	0,100	-0,044	0,090	-0,017	0,190	-0,009	1,000	
24 - treecov	0,244	-0,322	-0,190	-0,200	0,068	-0,392	-0,190	-0,052	-0,163	-0,319	-0,345	-0,263	0,243	0,055	0,198	-0,137	0,063	0,196	0,168	0,110	0,060	-0,054	-0,051	1,000

3 ECOLOGIA ESPACIAL E EFEITOS DA ANTROPIZAÇÃO NO USO DA PAISAGEM PELO LOBO-GUARÁ

Resumo

O lobo-guará se encontra vulnerável à extinção no Brasil, devido à modificação de áreas adequadas à sua ocorrência, especialmente em lavouras e pastagens. Apesar de considerado adaptado às alterações da paisagem, ainda não se conhece os efeitos dessa tolerância aos ambientes modificados. Este estudo objetivou investigar como o lobo-guará responde à estrutura da paisagem, avaliando os efeitos da antropização na sua ecologia espacial, incluindo a composição de sua área de vida, os padrões de atividade e análises de ecologia do movimento. Utilizou-se dados de animais habitantes de uma unidade de conservação (UC) de proteção integral, comparando-os com indivíduos que utilizam ambientes sob influência de atividades agropecuárias. Para a investigação, lobos-guarás foram aparelhados com coleiras com receptor GPS e sensor de atividade. Análises de áreas de vida (AV) foram realizadas utilizando o estimador AKDE e associadas com a classificação da paisagem. Indivíduos de lobo-guará apresentaram AV média de $67,62 \pm 38,45 \text{ Km}^2$, com $90,29 \pm 40,36 \text{ Km}^2$ para animais com influência da UC e $41,18 \pm 5,99 \text{ Km}^2$ para os de áreas de fazendas. A diferença entre as médias foi significativa ($p < 0,01$), tendo as AV variado com a proporção de classes naturais ou antrópicas (AV diretamente proporcionais ao percentual de áreas naturais ou inversamente às antrópicas). Quanto aos padrões de atividade, a espécie apresentou uma média diária de 9 horas em atividade contra 15 horas em inatividade. Entre os padrões gerais de atividade, somente o período de repouso foi significativamente maior entre os animais de áreas de fazendas (11 horas) que em animais das áreas protegidas (6 horas) ($p = 0,004$). Nos períodos de atividade, animais apresentaram uma média de deslocamento diário para em áreas protegidas de $15,42 \pm 2,87 \text{ km}$, e para áreas das fazendas, de $12,26 \pm 1,76 \text{ Km}$ (diferença não significativa; $p = 0,03$). O deslocamento foi avaliado em função de comprimentos de passos (distância entre duas localizações), com média geral de $1,02 \pm 0,59 \text{ Km}$, sem diferença significativa ($p = 0,327$) entre as médias de animais de áreas protegidas ($1,13 \pm 0,76 \text{ Km}$) e habitantes de áreas degradadas ($0,88 \pm 0,32 \text{ Km}$). As diferenças no comprimento de passo foram relacionadas à composição da diversidade de contato de classes (a heterogeneidade) com a proporção de ambientes naturais no passo, onde quanto maior cada uma dessas variáveis, maior o passo. Passos menores refletem menor persistência de movimento interferindo no deslocamento diário e na troca energética. O estudo apresentou indícios de que a estrutura da área de vida e a utilização da paisagem, os padrões de atividade e a movimentação do lobo-guará são afetados pela paisagem modificada. Os remanescentes naturais isoladamente podem auxiliar na conservação da espécie, porém são limitados nos efeitos positivos no tocante à movimentação. A diversificação da paisagem, ainda que com classes antrópicas, também é importante (com classes naturais incluídas) melhorando a movimentação. Assim, o manejo apropriado do uso do solo no Cerrado é essencial à conservação do lobo-guará, que se beneficiará da estrutura da paisagem em equilíbrio para a sobrevivência a longo prazo.

Palavras-chave: Área de vida; *Chrysocyon brachyurus*; Ecologia do movimento; Padrão de atividade; Uso de habitat

Abstract

The maned wolf is a species under a Vulnerable status from the conversion of suitable habitats to its presence specially into crop fields and pasturelands. Although the species has been considered adapted to landscape changes, the effects of its tolerance remains unknown. This study aimed to investigate how the species respond to the landscape structure, evaluating the effects of human disturbance on its spatial ecology, including the home range composition, activity patterns and movement ecology. The study was conducted comparing the information from animals inhabiting protected areas (PAs) with wolves ranging on disturbed areas (DAs) under farming and ranching activities. Animals were fitted with radio-collars equipped with GPS receiver and activity sensor. Home range (HR) analysis was performed using the AKDE estimator and then associated with the landscape-classified image. Maned wolves presented an HR average of $67.62 \pm 38.45 \text{ Km}^2$ with $90.29 \pm 40.36 \text{ Km}^2$ for the PA's animals and $41.18 \pm 5.99 \text{ Km}^2$ for the wolves living in farmlands. This difference was significant ($p < 0.01$) and related to the proportion of natural and disturbed areas in the landscape (the HR increased when the percentage of natural areas was higher and the opposite with disturbed areas). Concerning the daily activity, the species showed a pattern of 9 hours active and 15 hours inactive. The cycles of activity showed no significant differences unless for the resting periods ($p = 0.004$) when animals on DAs had a resting period of 11 hours while the PAs animals rest in average 6 hours. During the active period, maned wolves had a daily movement average (non significant; $p = 0.03$) of $15.42 \pm 2.87 \text{ km}$ on PAs and $12.26 \pm 1.76 \text{ Km}$ through the farmlands. The step length (distance between two consecutive locations) was recorded as a measure of displacement through the different types of classes in the landscape and an average of $1.02 \pm 0.59 \text{ Km}$ without significant difference ($p = 0.327$) between animals inhabiting PAs and DAs, respectively $1.13 \pm 0.76 \text{ Km}$ and $0.88 \pm 0.32 \text{ Km}$). The variation on the step length was related to the association of a measure of the landscape heterogeneity (diversity of contacts between landscape classes) with the proportion of natural classes at each step resulting in a increasing rate of step length proportional to the increase of heterogeneity and percentage of natural areas. As a consequence of smaller steps, constancy of movement decreases interfering in the energetic balance. This study presented signs that the home range structure and the landscape use, besides the activity patterns and the movement of maned wolves are affected by the landscape changes. The isolated natural patches may contribute to the species conservation, however, alone they do not support good displacement across the landscape. By increasing class diversity (including the natural areas), the movement may be facilitated. Thus, a proper land use management is essential to the maned wolf conservation so it can benefit from the landscape composition seeking a long-term survival.

Keywords: Activity pattern; *Chrysocyon brachyurus*; Habitat use; Home range; Movement ecology

3.1 Introdução

O lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) é o maior canídeo sul-americano, pesando entre 20 e 34 kg (PAULA et al., 2013). Apesar de possuir uma ampla distribuição, habitando as formações abertas da América do Sul, com destaque para o Cerrado brasileiro, a espécie está listada entre as ameaçadas de extinção no Brasil, na categoria Vulnerável (BRASIL, 2014). A espécie apresenta dieta onívora, constituída em sua base de frutos e pequenos

vertebrados, em proporção aproximada de 50% para cada categoria (DIETZ, 1984; CARVALHO; VASCONCELLOS, 1995; MOTTA-JÚNIOR et al., 1996; JUAREZ; MARINHO-FILHO, 2002; MOTTA-JÚNIOR, 1997; AZEVEDO; GASTAL, 1997; RODRIGUES, 2002; JÁCOMO, 1999; SANTOS, 1999; SILVEIRA, 1999; LILIENTFELD, 2000; ARAGONA; SETZ, 2001; QUEIROLO; MOTTA-JUNIOR, 2007; MANTOVANI, 2001; SILVA, 2002). Seu principal item alimentar é a lobeira, *Solanum lycocarpum*, (RODRIGUES, 2002; JUAREZ; MARINHO-FILHO, 2002; ARAGONA; SETZ, 2001; MOTTA-JÚNIOR et al., 1996; JÁCOMO, 1999; ARAGONA; SETZ, 2001; SILVA, 2002) que está presente em abundância em pastagens e outras áreas antrópicas, sendo um dos fatores que possibilita o uso dessas áreas por *C. brachyurus* (RODRIGUES, 2002). O lobo-guará também se adapta bem à dieta a base de frutos exóticos e cultivados (SANTOS, 1999) e com isso tem sido registrado cada vez mais em áreas de Floresta Atlântica, desmatadas e transformadas em áreas abertas (DIETZ, 1984; QUEIROLO et al., 2011). Apesar dessa flexibilidade em ocupar ambientes alterados, o lobo-guará pode desaparecer de áreas onde a vegetação nativa se torna muito escassa ou inexistente (PAULA; DESBIEZ, 2013).

Apona-se como a ameaça mais significativa para populações de lobos-guarás a constante modificação de seus habitats primários, na maioria dos casos devido à conversão de áreas naturais em lavouras e pastagens (PAULA et al., 2013). Hoje, apenas cerca de 20% da área do Cerrado encontram-se em estado primitivo e 50% foram convertidos em pastagens e campos agricultáveis (FERREIRA et al., 2007). A maioria das áreas restantes é de pequeno porte e não comporta, em isolamento, populações viáveis de lobos-guarás (RODRIGUES; OLIVEIRA, 2006). As áreas de vida ocupadas por lobos-guarás são extensas, entre 25 e 156 km² em média (DIETZ, 1984; CARVALHO; VASCONCELLOS, 1995; SILVEIRA, 1999; MANTOVANI, 2001; RODRIGUES et al., 2002; AZEVEDO, 2008; JACOMO et al., 2009) e por isso necessitam de grandes áreas para manter uma população viável em longo prazo. Simulações de cenários de perda de hábitat para populações de lobos-guarás com número acima de cem indivíduos, indicam um probabilidade nula de extinção em 100 anos. No entanto uma perda de hábitat de 1,5 a 2% representa reduções de até 100% no número populacional em apenas 30 anos (PAULA; DESBIEZ, 2013).

O Cerrado, principal bioma de ocorrência da espécie, é um dos mais ameaçados atualmente, e cada vez mais explorado para fins econômicos (MARTINS, 1997; BRASIL, 2015). Isto tem resultado na remoção do ambiente natural e em muitos casos na fragmentação de habitats, provocando efeitos negativos nas populações silvestres e, em consequência, a redução da biodiversidade (MYERS et al., 2000; KLINK, 2013). O mapeamento de uso e

cobertura do solo aponta que cerca de 54% da área do Cerrado encontram-se entre remanescentes naturais (BRASIL, 2015). As pastagens ocupam quase 30% da área total do bioma, enquanto as áreas ocupadas por atividades agrícolas somam aproximadamente 12%. Outras atividades antrópicas (silvicultura, mineração), áreas urbanas, e corpos d'água estão distribuídas entre o restante (BRASIL, 2015). O processo de descaracterização e fragmentação do bioma, intensificado na segunda metade do século XX, provocou alterações expressivas na ocupação da espécie no território nacional (QUEIROLO et al., 2011). Assim, a espécie desapareceu de algumas áreas no bioma Cerrado e passou a colonizar áreas dos outros biomas florestais, com ênfase para a Mata Atlântica (QUEIROLO et al., 2011). Apesar de observar a espécie em áreas onde não ocorria originalmente, não há informações sobre a viabilidade de populações nesses locais e se essa presença em paisagens modificadas é saudável à espécie (PAULA; DEMATTEO, 2015). Não se sabe se o comportamento e ecologia da espécie diferem em relação às populações das áreas de ocupação original, do bioma Cerrado, e quais as consequências destas possíveis alterações na sobrevivência e reprodução.

A ecologia espacial de indivíduos selvagens está diretamente ligada à movimentação desses no ambiente, consequência das pressões internas e externas às populações (KERNOHAN et al., 2001; WHITE; HARRIS, 1994). Durante grande parte de suas vidas os animais ocupam uma área espacialmente definida e esta pode se consistir de um mosaico de lugares importantes usados de formas diferentes ao longo de suas existências (EWER, 1998). Quantificar essas áreas pode revelar muito a respeito da dinâmica social e requerimento energético das espécies (BURT, 1943; McNAB, 1963; ROCHA, 2006). Entre os mamíferos carnívoros, o tamanho das áreas de vida e outros aspectos do uso e sua movimentação no espaço são muito influenciados pelo padrão de distribuição dos recursos, principalmente a disponibilidade e a qualidade dos recursos alimentares (BURT, 1943; AMBONI, 2007; BROOMHALL et al., 2003; MACDONALD, 1983; MIZUTANI; JEWELL, 1998). Além disso, outros fatores também contribuem, como a maturidade sexual e o status social (BOYDSTON et al., 2003; LOGAN; SWEANOR, 2001), o acesso às fêmeas (MIZUTANI; JEWELL 1998) e o acesso a locais potenciais de reprodução e abrigo (EWER, 1998).

Nota-se que matrizes antrópicas podem reduzir as áreas viáveis à conservação de carnívoros silvestres, provocando efeitos negativos, tais como redução da disponibilidade alimentar e consequente aumento da competitividade intraespecífica, aumento da exposição a riscos à sobrevivência, como maior taxa de contato com doenças de animais domésticos e maior possibilidade de contração de doenças (FUNK et al., 2001). Assim, quanto menor a

porcentagem de habitats naturais, maior é a necessidade de circulação em sua área de vida para patrulhamento, forrageamento, busca de parceiros, dispersão e com isso aumenta o risco de atropelamentos e superexposição a situações de conflitos com o ser humano devido à predação de animais domésticos (RILEY et al., 2003; FAHRIG, 2007).

Entre as 36 espécies de canídeos silvestres, sete apresentam massa corpórea acima de 15kg e, entre elas, somente o lobo-guará, possui dieta onívora e hábitos solitários (MacDONALD; SILLERO-ZUBIRI 2004). Canídeos silvestres, assim como os carnívoros em geral, possuem seus padrões de movimentação relacionados com seu estilo de vida, isto é, o balanço da energia gasta e adquirida, resumidos principalmente no repouso e forrageamento (que inclui o patrulhamento de sua área de vida) (MACDONALD et al., 2004; CARBONE et al., 1999; van der MEER et al., 2015). Desta forma, a massa corpórea de uma espécie afeta diretamente a ecologia comportamental, incluindo os padrões de movimentação, como o forrageamento, indicando que a movimentação e as atividades estão relacionadas com a bioenergética de um indivíduo (CARBONE et al., 2007). Buscando um melhor balanço no ganho versus gasto energético em função das atividades diárias, espécies apresentam grande plasticidade comportamental, incorrendo em mudanças nos padrões de atividade permanentes ou temporariamente (VAN DYKE et al., 1986; DREW; BISSONETTE, 1997). Ainda, outros fatores afetam os padrões de movimentação dos canídeos ao longo de sua área de vida, sendo a comunicação social, as relações intra e interespecífica, a estrutura da paisagem (KLEIMAN; EISENBERG, 1973; SILLERO-ZUBIRI; MacDONALD 1998; ALLEN et al., 1999; EMMONS et al., 2012b; POWELL, 2012). Em conjuntos com os atributos ambientais, tais fatores definem não apenas a movimentação, mas também os padrões de atividade, ritmos circadianos e suas variações sazonais (SHIVIK; CRABTREE, 1995; ROGOWITZ, 1997; O'DONOGHUE et al., 1998; PATTERSON et al., 1999).

As particularidades dos lobos-guarás com relação ao seu tamanho corpóreo e seu relativo hábito alimentar geram incógnitas sobre as estratégias que a espécie adquiriu para compensar seus requerimentos energéticos (MacDONALD et al., 2004). Enquanto há evidências anedóticas de que a espécie utilize os mesmos percursos no patrulhamento de suas áreas de vida no Brasil (MOTTA-JUNIOR et al., 2002), as rotas aparecem muito diversificadas entre os animais da Bolívia (EMMONS et al., 2012b). Tais discrepâncias podem significar adaptações da espécie ou variações individuais, resultantes de diferentes influências ambientais. Tais questões devem ser melhor investigadas, haja vista a grande carência de informações nestes campos, não somente para o lobo-guará mas para canídeos silvestres em geral (DONCASTER; MACDONALD, 1991; CAVALLINI, 1996).

Uma das questões essenciais à conservação de espécies ameaçadas, é entender como as alterações da paisagem, decorrentes do processo de desenvolvimento através da expansão urbana e da agropecuária, afetam a diversidade biológica. Enquanto algumas espécies são mais sensíveis aos impactos humanos sobre seus habitats naturais, outras se favorecem com o processo antrópico (QUIGLEY; CRAWSHAW, 1992; SILVA, 1999; CROOKS, 2002; MAZZOLLI et al., 2002; RANVAUD; BUCHER, 2006; FERRAZ et al., 2007; PALMEIRA et al., 2008). Apesar de especulações sobre o potencial adaptativo do lobo-guará às alterações da paisagem nestas últimas décadas, não se tem informações a esse respeito que permitam concluir que a espécie se beneficia ou, no mínimo, não sofra efeitos da descaracterização das paisagens naturais. Esta investigação visa atender parte destas lacunas.

O presente estudo objetivou de forma geral investigar como indivíduos de lobo-guará respondem à estrutura da paisagem em áreas sob influência de uma unidade de conservação de proteção integral e destinadas a diversas atividades antrópicas. Especificamente, buscou-se:

- 1) Analisar a área de vida do lobo-guará em função da paisagem em ambientes naturais e antrópicos;
- 2) Analisar padrões e ritmos de atividades do lobo-guará em áreas protegidas e não protegidas;
- 3) Analisar a movimentação do lobo-guará por meio de padrões de deslocamento, periodicidade de movimento, variação do comprimento do passo em função da paisagem em ambientes naturais e antrópicos.

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado na região sudoeste de Minas Gerais, área de influência do Parque Nacional da Serra da Canastra (PNSC), entre 20°00' – 23°00'S e 46°15' – 47°00' W). A área se encontra em uma região de alto crescimento econômico e desenvolvimento agropecuário contrastando com a unidade de conservação de proteção integral. O clima regional predominante na região é o Tropical Sazonal, com uma estação seca (abril a setembro), com temperatura média de 16°C, e outra úmida (outubro a março), com temperatura média de 22°C. A precipitação anual observada na área está entre 1.200 e 1.800 (INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS - IBAMA, 2005). A região do estudo engloba 5 municípios: Medeiros,

BambuÍ, Piumhi, Vargem Bonita e São Roque de Minas onde as atividades foram desenvolvidas em grande parte.

O Parque Nacional foi decretado em 1972 com uma área total de 2.000 km² (chamado neste estudo de limite de decreto), dos quais apenas 715 km² (denominado aqui de limite desapropriado) vem sendo manejado como uma UC de proteção integral (IBAMA, 2005). O parque nacional, composto principalmente por duas serras com altitude variável entre 1100 a 1495 metros (a Serra da Canastra e a da Babilônia e vales entre elas), abrange uma variedade de formações de vegetação, apresentando a mesma tipologia padrão do Bioma Cerrado (COUTINHO, 1978), com uma predominância de campos abertos. Formações florestais ao longo dos cursos de água, a floresta de galeria, e florestas semidecíduais mesofíticas também ocorrem na região. Áreas vizinhas à Serra Canastra e ao longo da Serra da Babilônia e todos os vales na região abrigam pequenas propriedades (100 hectares ou menos), onde a alteração das áreas naturais de cerrado faz-se evidente, substituídas por pastagens exóticas plantadas e também áreas de lavouras, (MOTA; PAULA, 2006).

Apesar do histórico de ocupação humana e uso de solo convergirem para atividades de pecuária leiteira, nos últimos 20 anos, a região têm sido explorada em demasia por atividades agrícolas em alta no mercado, tais como agricultura de grãos (milho e soja), a cafeicultura e cultivo de cana-de-açúcar (em menor escala). Já as áreas do parque nacional estão sujeitas a um aumento desordenado das atividades turísticas nos últimos 10 anos, tendo as riquezas naturais e a vida selvagem como atrativos aos visitantes na região (IBAMA, 2005). Áreas vizinhas à Serra Canastra, ao longo da Serra da Babilônia e todos os vales na região abrigam fazendas pequenas (propriedades de terra de 100 hectares ou menos), onde a alteração de paisagens naturais devido a plantios de pastagem é evidente (PAULA, 2002). A atividade econômica primária na região é a tradicional pecuária leiteira (INSTITUTO BRASILEIRO DE DESENVOLVIMENTO FLORESTAL - IBDF, 1981; IBAMA, 2005). A agricultura é limitada quase em sua totalidade à plantações de subsistência, excluindo as grandes áreas onde há plantação de café e de milho (IBAMA, 2005). Ao longo do Rio São Francisco, na borda sudoeste, a mineração era a atividade econômica principal até os recentes 1980. Adicionalmente, áreas grandes com reflorestamento de *Pinus* margeiam o setor ocidental da Serra da Canastra (OLIVEIRA, 1992; IBAMA, 2005). Embora cultivos e pastagens sejam as atividades humanas mais significantes, em recentes anos o turismo aumentou de forma não planejada, dentro e ao redor do parque.

Neste contexto, definiu-se a área de amostragem com base nas atividades do Programa para a Conservação do Lobo-Guará, instaurado em 2004. Definiu-se para esta pesquisa uma

área de amostragem com um total aproximado de 3.000 km², contemplando áreas protegidas e não protegidas na região, sendo a região leste da área desapropriada do Parque Nacional da Serra da Canastra e seu entorno, ambas sob os limites do município de São Roque de Minas principalmente (Figura 3.1).

Figura 3.1 - Área de estudo com detalhes do Parque Nacional da Serra da Canastra, sudoeste de MG

3.2.2 Classificação e estrutura da paisagem

A classificação da paisagem foi realizada a partir de um conjunto de imagens de satélite, obtidas a partir do sensor RapidEye, com resolução de 5 metros dos anos de 2009 a 2011. As imagens foram processadas em uma classificação automática em primeiro plano, seguida por uma classificação supervisionada. A verificação foi realizada manualmente a uma escala de 1:15.000 (tela) e resolução de 5 metros da imagem para chegar ao refinamento necessário para as análises da paisagem.

A paisagem foi classificada em 13 categorias de acordo com o uso e cobertura do solo da região da Serra da Canastra. As categorias foram divididas em cinco classes naturais (campos, mata inicial, mata média, mata pioneira inicial, várzea), e seis classes antrópicas

(agricultura, café, pastagem exótica, queimadas, solo degradado, área urbana). Ainda alguns polígonos de nuvens e água também foram incluídos na classificação (Figura 3.2).

Figura 3.2 - Mapa classificado de uso e cobertura da terra na área de estudo

Entre as classes naturais, os ‘campos’ representaram as tipologias campestres encontradas no bioma Cerrado, como campos limpos, campos sujos, cerrados, campos rupestres, e campos úmidos. As categorias florestais fazem referência às matas secundárias em estágios diferentes de sucessão de acordo com a Resolução CONAMA no. 1 de 1994: por ‘mata pioneira inicial’ entende-se as formações florestais em estágio inicial de regeneração, com tipologias variando de savânicas arbustivas e herbáceas, a algumas formações com maior porte arbóreo até florestas baixas e cobertura florestal mais aberta; em segundo estágio, a ‘mata inicial’ que indica estágio sucessional florestal intermediário, com fisionomia florestal com árvores de portes variados, variando a cobertura para aberta a fechada; e por fim as ‘matas médias’ que traduzem as formações florestais em estágio mais avançado de sucessão, vinculadas na maioria das vezes em matas encaixadas em vales, apresentando fisionomia florestal fechada com árvores de maior porte. As várzeas representam as planícies alagáveis associadas em sua maioria com corpos d’água ou lençol freático superficial.

Com relação às classes antrópicas, ‘agricultura’ agregou as plantações temporárias de milho, cana-de-açúcar, soja, feijão, mandioca (os últimos três com baixa representatividade); tratou-se o ‘café’ como classes individual devido a serem mantidos na paisagem de forma permanente; a ‘pastagem exótica’ indica áreas de pasto com gramíneas exclusivamente plantadas (na maioria das áreas *brachiaria* e em alguns locais capim-gordura); o ‘solo degradado’ reflete áreas de pastagens onde o esgotamento do solo permite a observação de processos erosivos severos, levando a vossorocas em algumas localidades; a classe ‘queimadas’, em sua maioria são áreas de pastagens, porém sem a definição entre campos ou pastagem exótica e por isso manteve-se nesta categorização. As ‘áreas urbanas’ indicam as cidades, vilas e suas periferias.

A distribuição das classes naturais na paisagem resultou em aproximadamente 76% do total da área de estudo, enquanto que 23% foi constituído de classes antrópicas corroborando a característica da região de pequenas propriedades, mantendo áreas naturais mescladas com as modificadas, nas atividades econômicas, com destaque para a pecuária. Ainda, notifica-se entre esses percentuais a área protegida do PN da Serra da Canastra que é formada em sua totalidade de classes naturais (campos), e representou 42% do total da área amostrada. Assim sendo, desconsiderando a área protegida, a região possuir 34% de área natural e 23% de áreas antrópicas (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 – Áreas (Km²) e percentual disponível de cada classe da paisagem na área de estudo

Código	Classes	Área (km ²)	%
16	campo	2062,55	66,64
12	mata inicial	206,26	6,66
13	mata media	32,77	1,06
11	mata pioneira inicial	51,50	1,66
35	várzea	0,01	0,00
36	agricultura	329,64	10,65
33	café	31,53	1,02
31	pastagem exótica	351,38	11,35
53	área urbana	1,87	0,06
56	queimadas	0,07	0,00
37	solo degradado	0,48	0,02
60	nuvem	26,51	0,86
10	água	0,63	0,02
TOTAL		3095,19	

A partir dessa classificação foram gerados dois outros mapas para análises posteriores, um de tipos de ambientes (A) e um de porcentagem de ambiente natural (B):

A) Mapa de Tipos de Ambientes: esta base objetivou avaliar a diferenciação de tipos de ambientes e foi realizado para detectar as transições/contatos entre diferentes classes de uso da terra. Quanto mais frequentes as áreas de transição entre diferentes usos, maior a diversificação da paisagem. Para a produção desse mapa, para cada classe da paisagem foi derivado um novo mapa específico, onde no entorno de cada polígono classificado foi delimitada uma área (buffer) de 50 metros, em contato com outras classes de uso do solo. Essas áreas foram agregadas e formaram uma nova imagem, evidenciando as transições entre áreas de classes diferentes (Figura 3.3).

Figura 3.3 - Mapa de tipos de ambientes na área de estudo (cores distintas representam áreas de transição entre diferentes classes de uso e cobertura do solo)

B) Mapa de Porcentagem de Ambiente Natural: esse mapa foi produzido reclassificando o mapa original (uso e cobertura da terra) em apenas duas categorias: ‘natural’ e ‘antrópico’. Foram considerados como naturais, os ambientes de campo, de matas inicial, média e pioneira inicial (não utilizou-se as várzeas por ter sido uma classe com área irrisória no estudo com $0,01\text{km}^2$). Para antrópicas, foram consideradas agricultura (incluindo o café), pastagens exóticas, áreas urbanas, áreas de queimadas e solos degradados.

Utilizando a função de análise de vizinhança (*moving window*) do software *Grass 6.4* (GRASS DEVELOPMENT TEAM, 2014) foi calculada a proporção de ambiente natural ao

redor de cada pixel da imagem em uma extensão de 1000 metros (valor estimado de distância de detecção/percepção da espécie), gerando um mapa de porcentagem de ambiente natural ao redor de cada ponto (Figura 3.4).

Figura 3.4 - Mapa de porcentagem de ambientes naturais e antrópicos. As cores quentes indicam ambientes em diferentes graus de antropização; as cores frias representam maior porcentagem de ambientes naturais

3.2.3 Localizações dos Lobos-Guarás: capturas e monitoramento de animais

Os animais objetos do estudo foram capturados no âmbito do Programa para a Conservação do Lobo-Guará, em curso desde 2004 na região da Serra da Canastra (licença SISBIO/ICMBio 11124). As capturas foram realizadas com armadilhas do tipo Live-Box (gaiola telada de desarme independente, confeccionadas sob medida para a espécie). Os locais de armadilhagem foram selecionados a partir da presença de vestígios como rastros e fezes, e das observações diretas dos lobos. As armadilhas foram iscadas com frango cozido, sardinha e, por vezes, com frutas da estação, e checadas pela manhã. Os lobos capturados foram imobilizados quimicamente com uma aplicação intramuscular de tiletamina-zolazepan (Zoletil® - Virbac do Brasil). Foram pesados, medidos, sexados e monitorados clinicamente durante todo o período de sedação. A classe etária foi estimada por uma combinação de fatores como desgaste e coloração dos dentes, idade reprodutiva (avaliação de testículos e

mamas), e coloração dos pelos da face. Dados biométricos e amostras biológicas (sangue, fezes, urina, leite, tecidos, pêlos, mucosas e ectoparasitos) foram coletados para análises paralelas (genética, epidemiologia, bioquímica e reprodução) não realizadas neste estudo, porém constituintes de análises vinculadas e combinadas a posteriori. Os animais foram marcados com um brinco numerado e equipados com colares dotados de rádio-transmissores que operam através do sistema de faixas de onda da alta frequência (*Very High Frequency-VHF*) para serem eventualmente monitorados com auxílio de rádios-receptores. Além dos transmissores de VHF, os colares possuem também receptores de GPS, e alguns ainda são dotados de transmissores de dados via-satélite, programados para utilizar o sistema de satélites Iridium. Os colares utilizados foram produzidos pela empresa canadense Lotek Wireless Inc. (www.lotek.com), modelos GPS 3300S e Iridium Track 1D, e a Neozelandesa Sirtrack (www.sirtrack.com), com o modelo Pinnacle Lite G5C 275D.

O monitoramento dos animais aparelhados dispensaram o monitoramento terrestre para triangulação dos pontos de localização, salvo alguma falha do colar e identificação de áreas de ocorrência para recaptura. As localizações provenientes dos colares com receptor GPS possuem um alto grau de precisão, reduzindo o erro acumulado quando obtidas localizações através da radio-telemetria convencional (VHF).

Foram capturados de 2004 a 2015, 78 lobos-guarás, dos quais 61 foram aparelhados com o rádio-collar (48 com colares VHF e 13 com colares VHF/GPS). Somente os treze dotados de coleiras com GPS (a partir de 2007) foram incorporados neste estudo, devido ao fornecimento de dados detalhados sobre localizações e atividades. A partir desta tecnologia de monitoramento obteve-se, de março de 2007 a julho de 2015, o maior número de localizações registradas em um estudo com lobo-guará em toda sua área de distribuição. Para o presente estudo foi utilizado a denominação referência individual usada no projeto de pesquisa, com a finalidade de facilitar a associação dos dados e espacialização aos animais.

Para a validação das localizações foi utilizado critérios recomendados pela equipe de engenheiros das empresas fabricantes, sendo um número de pelo menos 4 satélites (localizações 3D de Navegação) e abaixo de 5 para o coeficiente de diluição de precisão (*DOP - Dilution Of Precision*), uma medida de erro de registro de localização (LANGLEY, 1999).

O período de monitoramento variou entre 59 a 841 dias (Tabela 3.2). Todos os animais tiveram sua área de vida estabilizada com as localizações obtidas, mesmo os que tiveram pouco tempo de monitoramento. Um total de 54.196 pontos de localização foram obtidos no total (Figura. 3.5). Somente com este volume de informações se faz possível

avaliações sobre a composição das áreas de vida e influências dos fatores antrópicos com o grau de precisão desejado. A amostragem foi composta de quase 50% de animais de cada sexo. Foram monitorados 6 machos e 7 fêmeas. Azevedo (2008) realizou análises da influência do sexo no tamanho e sobreposições das áreas de vida e territórios na mesma áreas de estudo, porém utilizando dados provenientes apenas de colares de VHF. Bento (2013) repetiu as análises da influência do sexo, com parte das informações provenientes de alguns animais usados nesta pesquisa. Nenhum deles obteve resposta significativa quanto à influência do sexo do animal na estruturação das áreas de vida. Ainda, com uma amostra maior do que as utilizadas por ambos os autores, uma nova avaliação foi realizada neste estudo.

Tabela 3.2 - Tempo de monitoramento e número de localizações de indivíduos de lobo-guará

Nome	Sexo	Peso (Kg)	Idade estimada na 1ª captura (anos)	Região de uso	Pares	Tempo de monitoramento (dias)	Número de localizações
Amadeu	macho	29	6	parque / borda	A	461	3514
Bolt	macho	34	6	parque	C	547	12917
Gambá	macho	30	6	parque / borda	B	98	562
Henry	macho	27	3	fazenda	sem par	250	1451
Jurema	fêmea	28	3	fazenda	E	510	2846
Laís	fêmea	31	6	parque / borda	A	433	3726
Loba	fêmea	27	3	parque / borda	sem par	563	2317
Luna	fêmea	30	7	fazenda	D	295	5775
Miro	macho	30	7	fazenda	D	382	2687
Nilde	fêmea	27	7	fazenda	sem par	59	618
Rose	fêmea	27	4	parque	C	356	8527
Samurai	macho	32	4	fazenda	E	86	496
Tay	fêmea	32	7	parque / borda	B	841	8760

A idade estimada variou de 3 a 7 anos na primeira captura, suficiente para o estabelecimento definitivo da área de vida (com a idade reprodutiva da espécie de 2 a 3 anos). Inesperadamente, alguns animais estudados eram pares formados, o que nos permitiu analisar as semelhanças e diferenças na movimentação de casais. Foram cinco pares observados, indicados por letras coincidentes na Tabela 3.2.

Figura 3.5 - Localizações de 13 lobos-guarás (2007-2015) equipados com coleiras VHF/GPS no Parque Nacional da Serra da Canastra e entorno, MG

Algumas análises foram realizadas considerando a área que o animal utiliza, sendo protegida pelo parque nacional ou não. Desta forma, foram considerados como animais sob a influência da área protegida qualquer um que possuísse o mínimo de uso nas áreas da UC. São então indivíduos na tabela 3.2 considerados do grupo das áreas protegidas os listados como ‘parque’ e ‘parque/borda’ e os demais, que receberam a indicação de ‘fazenda’, são os que habitam áreas da matriz antrópica.

3.2.4 Análises de áreas de vida e áreas nucleares

A distribuição dos pontos de localização dos animais, bem como a disposição espacial das áreas de vida foram descritos indicando quais parâmetros da paisagem podem agir na determinação da dinâmica ecológico-espacial. Todas as análises da paisagem e seus efeitos foram baseadas em duas fontes de informações principais: o mapa de uso e cobertura do solo

da região e os mapas da área de vida dos indivíduos (gerado a partir das localizações dos animais).

Entre diversos estimadores de área de vida disponíveis, o mais usado desde o início dos trabalhos de radio-telemetria é o mínimo polígono convexo (MCP – *minimum convex polygon*), um estimador poligonal que consiste definição de uma área de vida pela união de pontos mais externos na distribuição de localizações, de forma a fechar o menor polígono possível sem concavidades (POWELL, 2000). Este estimador passou a ser substituído pelas falhas como, por exemplo, incluir áreas de pouco ou nenhum uso pelo indivíduo, ou ignorar a intensidade de uso de áreas definidas por pontos internos, ou seja, por ele priorizar as bordas de uma área de vida (POWELL, 1987). Hoje o MCP é mais utilizado para visualizações simples das áreas.

Os estudos das últimas décadas tem utilizado mais amplamente e com mais confiança um estimador probabilístico, o Estimador de Densidade Kernel (KDE – *Kernel Density Estimator*). Trata-se de um estimador não paramétrico calculado por meio de funções probabilísticas de densidade de uma variável aleatória (SILVERMAN, 1986), representada pelas localizações dos indivíduos. O método passou a ser utilizado para estimar áreas de vida de animais somente na década de 1990 (WORTON, 1989). Esta função gera um valor probabilístico para cada localização e, a partir do kernel de cada localização, obtém-se uma estimativa da função real de densidade de distribuição. Assim, a estimativa de densidade em qualquer ponto da distribuição equivale à média de todos os kernels que nele se sobrepõem (SILVERMAN, 1986). Os kernels são projetados tridimensionalmente a partir de uma largura de banda (*band width* ou *h*) que influencia a estimativa resultante. Esse parâmetro livre é fundamental para os cálculos e pode ser único para uma espécie ou população (kernel fixo) ou variável individualmente de acordo com a própria distribuição dos seus pontos (kernel adaptativo). É calculado por diversos métodos, sendo o de validação cruzada o mais eficiente (SILVERMAN, 1986). A partir do *h* calculado e com o auxílio de um grid de resolução pré-definida, descreve-se contornos gerais de probabilidade de densidade (pelas médias de densidade de kernel de cada ponto em todos os kernels) e a sobreposição dos contornos compõe a área de vida (POWELL, 2000). Apesar de muito utilizado, o KDE apresenta problemas que podem gerar erros na estimativa das áreas de vida ou omissão de informações importantes por ter sido aproveitado de um método estatístico não paramétrico (POWELL, 2000). Faz-se necessário ressaltar que o estimador não considera a sequência temporal das localizações, de forma que ignora a auto correlação entre os pontos, podendo gerar grande

viés no resultado final como, por exemplo, subestimar uma área de vida (WHITE; GARROTT, 1990; FLEMING et al., 2014). Ainda, o kernel estima a probabilidade de um indivíduo estar em determinada parte de sua área de vida, mas ignora o grau de importância dessa parte para o indivíduo, em outras palavras, o tempo gasto nessas áreas (POWELL, 2012).

Com a finalidade de atender às falhas do estimador kernel para geração de áreas de vida mais precisas, FLEMING et al. (2015) produziram um novo estimador, baseado no KDE considerando os dados auto correlacionados e atendendo às premissas do estimador. O estimador kernel auto correlacionado, o AKDE (*Autocorrelated Kernel Density Estimator*), gera a probabilidade de densidade de ocorrência, a partir de coeficientes, inclusive a amplitude de banda (h), baseando-se em parâmetros de movimentação do próprio indivíduo (por exemplo, o tempo gasto para atingir as áreas mais externas de sua distribuição), além dos procedimentos básicos do KDE. O AKDE utiliza o MISE – um função do erro quadrático médio integrado (*mean integrated squared error*), ao invés dos tradicionais seletores de validação cruzada. Assim, a auto correlação é atendida nos coeficientes incorporados na função de geração dos kernels de distribuição para assim produzir com mais exatidão as áreas de vida (FLEMING et al., 2015).

Desta forma, utilizou-se neste estudo o estimador AKDE no cálculo da área de vida dos lobos-guarás. Assim, as áreas de vida foram geradas utilizando a linguagem R (*R 3.2.2 - R. app. GUI 1.66 (6996) x86_64-apple-darwin13.4.0*) com funções do pacote específico CTMM (*continuous-time movement modeling*), versão 0.3 (FLEMING; CALABRESE, 2015). Uma das funções do pacote (*variogram*) permitiu verificar a estabilização das áreas de vida pelas análises de semivariância dos dados, por meio não somente do acumulo de pontos no gradiente temporal, mas também gerando simultaneamente a estocacidade do movimento. Essas análises foram usadas para cálculo do fator de suavização dos kernels como descrito por Fleming et al. (2014). Os mapas de áreas de vida foram gerados pelo AKDE (função *akde*) excluindo 5% dos pontos mais externos, como comumente utilizado no KDE (POWELL, 2012). Ainda, foram calculados os limites de área para 50% e 5% do total de pontos identificando setores da área da vida de uso mais intenso, denominadas neste estudo como áreas nucleares (POWELL, 2012). Definiu-se as áreas de 50% como de uso intenso médio e as de 5% como de uso intenso alto. Isso indica que as áreas de uso intenso destacadas apresentam 50 e 95% de probabilidade de encontro com os indivíduos, respectivamente.

Todas as análises estão disponíveis no Script 1 - Análises de semi-variância, geração de áreas de vida (AKDE) e áreas nucleares (APÊNDICE A). Os variogramas estão apresentados no ANEXO A.

3.2.4.1 *Análises das áreas de vida em função da estrutura da paisagem*

As áreas de vida e os territórios gerados foram analisados no software de análises de sistemas de informações geográficas, *ArcGIS 10.2.2* (ESRI). As áreas de vida foram sobrepostas com a base de uso e cobertura do solo resultando em um produto das dimensões das áreas de vida, incluindo as áreas nucleares, contendo a distribuição das classes da paisagem com valores de distribuição de probabilidade de ocorrência da espécie em cada classe. Com essa intersecção de valores busca-se identificar com maior fidelidade a intensidade de uso de alguns setores das áreas de vida para, assim, associá-las com as diferentes classes da paisagem e identificar interpelações entre a área de vida, os núcleos de atividades e as classes da paisagem.

Deste modo, as métricas da paisagem foram realizadas através do software Fragstats por índices de composição (ROMME, 1982; McGARIGAL; MARKS, 1995). A composição das áreas de vida foi avaliada quanto à:

(A) área absoluta das classes da paisagem (CA – *class area*);

(B) relação proporcional entre as classes da paisagem no total da área de vida (PLAND – *proportion of landscape*).

A partir das áreas de vida calculadas e de posse de mapa de uso e cobertura do solo da região foi calculada a área de cada classe da paisagem dentro das áreas de vida. Com esses resultados não foi possível avaliar os efeitos da composição da paisagem nas áreas de vida. Desta forma, fez-se necessário a avaliação da influência de outras variáveis associadas à disponibilidade de remanescentes. A proporção de áreas remanescentes naturais sobre a matriz antrópica (PLAND) pode ser um bom indicativo da estrutura da paisagem (McGARIGAL et al., 2002).

Buscando reduzir um viés amostral foi realizado teste t de Welch (em função de amostras com diferenças no tamanho e variância) para avaliar diferenças estatísticas na composição de área de vida entre machos e fêmeas. Ainda foram selecionados os indivíduos que possuem áreas protegidas como parte de sua área de vida para testar diferenças entre as dimensões de áreas e a influência da área protegida. Essas análises foram realizadas utilizando

a linguagem R e estão descritas no Script 3 – Análises comparativas das áreas de vida em função do sexo e de áreas protegidas e não protegidas (APÊNDICE B).

A partir das métricas obtidas e desconsiderando um viés amostral, análises de regressões lineares e não lineares (exponenciais) foram realizadas para as áreas de vida em função da paisagem. Por conseguinte, a dimensão da área de vida foi testada em função da proporção das classes naturais e, como confirmação de resultados, em função das classes antrópicas, a fim de se avaliar a influência da paisagem na composição da área de vida. A mesma análise foi realizada para as áreas nucleares (50% e 5%) para verificar se áreas de uso mais intenso acompanham o padrão de influência da paisagem, encontrado para a área de vida como um todo. Tais análises também foram realizadas utilizando a linguagem R (APÊNDICE C).

3.2.4.2 Distribuição de pontos nas classes da paisagem

As áreas de vida são compostas pela distribuição dos pontos de localização na paisagem. Assim, é importante saber se existe um viés nesta distribuição relativo à composição da área em que o animal se encontra. Desta forma, realizou-se uma análise de distribuição de probabilidades (Teste de Chi-quadrado de Pearson) entre as classes da paisagem e os pontos de localizações dos animais. Foram calculadas as proporções de cada classe na área de vida de cada indivíduo e as proporções dos pontos em cada classe disponível. Concomitantemente, também foram calculadas assim as relações das proporções observadas (classes observadas nos pontos) em razão da amostra esperada (classes disponíveis na área de vida). A partir dos resultados provenientes dessas análises, foi aplicado um teste de correção dos valores de p utilizando o teste de Bonferroni buscando resultados mais sensíveis e conservadores.

Essas análises, bem como os gráficos de saída para cada animal foram realizadas em ambiente de programação, utilizando a linguagem R (*R 3.2.2 - R. app. GUI 1.66 (6996) x86_64-apple-darwin13.4.0*) (APÊNDICE D).

3.2.5 Padrões de Atividade

Análises de atividade foram medidas para os indivíduos, através de um sensor de atividade acoplado internamente na coleira de monitoramento. Este sensor realiza três medições a partir da movimentação e aceleração do animal e, conseqüentemente, do colar. As medições são realizadas em três eixos, sendo o X medindo o deslocamento para frente e para

trás (a aceleração propriamente dita), o eixo Y mede o movimento lateral e rotacional e o eixo Z mede movimentos para cima e para baixo, utilizando a aceleração gravitacional. A atividade é medida em cada eixo simultaneamente, quatro vezes por segundo fornecendo um valor médio de atividade / aceleração entre 0 e 255 unidades de atividade. Essas médias são lidas e registradas junto com a data, hora e temperatura, em intervalos específicos pré-programados. Adotou-se a configuração de medições a cada 300 segundos (registro das atividades a 5 minutos). Esse tipo de sensor só foi associado às coleiras pelo fabricante após o início do monitoramentos dos animais nesse estudo. Desta forma para as análises de atividade baseadas nestes sensores, utilizou-se sete animais (três machos e quatro fêmeas), dos quais três habitam áreas protegidas e quatro áreas não protegidas.

Os dados de atividade foram obtidos em conjunto com os dados de telemetria, através de download remoto ou recuperação dos colares e posterior download de informações. As diferenças no tempo de monitoramento não incorreram em problemas na análise dos dados de atividade, já que foram observados padrões em função das características do mesmo em períodos curtos de monitoramento e, portanto, a frequência de registros foi satisfatória para as análises. As análises foram realizadas no software *Activity Pattern*, versão 1.2.3 (http://www.vectronic-aerospace.com/files/Manual_ActivityPattern_V1.3.1.pdf), desenvolvido pela empresa Lotek Wireless Inc. com algoritmos desenvolvidos pelo *Leibniz Institute for Zoo and Wildlife Research*, Berlin, Alemanha.

Foram realizadas análises gráficas e estatísticas descritivas do período geral e em seções específicas a fim de se observar particularidades da atividade. O estudo baseou-se nas análises descritas a seguir.

3.2.5.1 *Actogramas:*

O actogramas é a representação gráfica de todas as médias de atividades ao longo de escala temporal em função dos horários. O gráfico apresenta em escala gradual em tons de cores, o nível de atividade para uma determinada leitura em uma data específica. A análise permite evidenciar o quão diversa é a atividade do indivíduo.

3.2.5.2 *Variações de atividade periódica e duração de ciclos de atividade / inatividade:*

Em um nível mais específico que o apresentado pelos actogramas foram gerados gráficos com as médias e intervalos de confiança (0,05) dos valores de atividades acumuladas

em função do horário do dia. Essa análise permitiu observar as variações de atividades na escala temporal. As médias foram comparadas através de teste t para indicar diferenças entre machos e fêmeas e, principalmente, para animais que possuem e não possuem áreas protegidas em suas áreas de vida. Para essas análises foram utilizados (com base na observação exploratória dos dados) valores médios acima de 60 unidades de atividade, como indicativos de atividades intensas, valores de 50 a 60 como atividade de média intensidade, valores de 20 a 50 como de baixa atividade e valores inferiores a 20 unidades como inatividade.

A posteriori foi calculada a duração média dos períodos de atividade e inatividade para cada indivíduo e um teste qui-quadrado comparou as proporções de tempo de atividade e descanso durante o dia e a noite para os grupos avaliados anteriormente. Os limites de atividade e inatividade são definidos pela intensidade e duração de movimentos. Assim, foi necessário definir valores de corte mínimo e de duração para que o algoritmo defina como valores válidos, os que excederem o valor de corte pelo mínimo de tempo pré-estabelecido. Por conseguinte, definiu-se como valores de atividade efetiva, 50 unidades de atividade (valor inferior médio calculado para todos os animais amostrados) com um mínimo de 20 minutos de duração. Todo movimento acima de 50 por 20 minutos será considerado um pico de atividade. Os picos de atividade foram contabilizados e acumulados e suas médias serviram de base para as análises de duração dos ciclos de atividades e inatividades.

3.2.5.3 Índice de Diurnidade:

É a razão de valores de atividade diurnos sobre os noturnos, que fornece a relação das atividades durante as horas de luz versus horas escuras em um mesmo dia. O cálculo foi realizado seguindo Hoogenboon et al. (1984) com os resultados variando em um gradiente de -1 (atividade noturna) a +1 (atividade diurna), sendo 0 o valor de equilíbrio entre atividades diurnas e noturnas.

3.2.6 Ecologia do movimento

O sucesso nos processos ecológicos, pareamento para reprodução, defesa de território, forrageamento desempenhados por um indivíduo depende da habilidade do mesmo em se movimentar na paisagem em que se encontra (PATTERSON et al., 1999; MacCLENNEN et al., 2001).

Para avaliar os padrões de movimentação de indivíduos de lobo-guará monitorados e assim avaliar a influência da paisagem no seu deslocamento diário, parâmetros de deslocamento e análises da movimentação foram realizadas em função das classes da paisagem.

3.2.6.1 Deslocamentos e periodicidade

Os deslocamentos dos lobos-guarás foram medidos dentro dos limites de sua área de vida e comparados entre indivíduos e entre grupos, sendo machos e fêmeas, e animais habitantes de áreas protegidas e não protegidas. Considerou-se para essa análises o deslocamento diário e a periodicidade de movimentação. A velocidade de deslocamento diário foi calculada em função das localizações e trajetos percorridos no intervalo de 24 horas a partir das localizações. As médias para machos e fêmeas e para animais de áreas protegidas e não protegidas, foram comparadas pelo teste t de Welch.

3.2.6.2 Métricas de movimento:

Para os procedimentos de análises de movimentação as localizações foram convertidas para o sistema métrico (UTM - *Universal Transversal de Mercator*). Para compreender os padrões de movimento dos lobos foi calculado o comprimento dos deslocamentos (chamados aqui de passos) - que corresponde à distância percorrida entre duas localizações subsequentes. Para o cálculo dessa métrica de movimentação, foi utilizado o pacote *adehabitat* do software R (CALENGE, 2006).

Como os dados coletados possuíam eventualmente pequenos intervalos com ausência de dados (relacionados a falhas na recepção dos sinais do GPS ou intervalos de recaptura para troca de equipamentos) foram calculadas trajetórias de movimento por indivíduo, estabelecendo-se que uma trajetória é o caminho que um animal percorre quando se move. Uma vez que o movimento é contínuo, uma trajetória se constitui de uma sequência de passos conectando sucessivas localizações de um animal (TURCHIN, 1998; CALENGE, 2009). A conversão dos dados em trajetórias foi realizada através da função *as.ltraj ()* do pacote *adehabitatLT* em ambiente R (CALENGE, 2006). Foi estimado que uma nova trajetória seria considerada a cada vez que existisse um intervalo maior de 24 horas entre um ponto e outro. Os cálculos das trajetórias podem ser observados com detalhes no Script 5 – Geração de trajetórias de movimentação (APÊNDICE E).

3.2.6.3 Movimentação e paisagem:

Objetivando associar cada parâmetro de movimento às características da paisagem ao longo das trajetórias, foram realizados os seguintes procedimentos:

a) ao longo de cada passo de cada trajetória foram inseridos pontos de amostragem a cada 100m, com exceção dos passos com menos de 100 m (para os quais os pontos de amostragem foram somente as próprias localizações inicial e final);

b) utilizando o mapa da paisagem classificada (seção 3.2.2), de cada um dos pontos amostrais foram extraídas as informações de (i) classe de uso e cobertura do solo, (ii) valor de transição/contato entre diferentes classes, e (iii) porcentagem de ambiente natural em uma extensão de 1000 metros;

c) as informações coletadas (i, ii, iii) foram sumarizadas para cada passo. Como valores sumários para as informações de paisagem, foram utilizados, respectivamente: (1) a porcentagem de ambiente natural ao longo do passo (porcentagem de pontos de amostragem que correspondem a ambientes naturais, em cada passo); (2) a diversidade de ambientes por onde um indivíduo passou em cada passo, calculada usando o Índice de Diversidade de Simpson, aos valores de transição/contato entre ambientes; (3) os valores medianos da porcentagem de ambientes naturais em uma extensão de 1000 metros, para cada passo (Figura 3.6).

Figura 3.6 - Procedimentos de obtenção de informações sobre a paisagem em cada passo

Legenda da figura: Como exemplo, apenas os pontos em vermelho foram registrados pelo GPS - os pontos equidistantes (em preto) foram adicionados e classificados conforme o mapa utilizado. Neste exemplo, o passo teria 4 pontos pertencentes a classe y e 6 a classe x, ou seja, esse passo teria 40% de classe y e 60% de classe x.

Com relação às métricas de movimentação, definiu-se como parâmetro sensível o comprimento de passo (variável resposta), pelo fato de serem os lobos altamente cursoriais e

sua utilização extensiva da paisagem para forrageamento e outros fins de movimentação. Desta forma, a variável foi cruzada com as informações geradas pelos mapas de diversidade de ambientes e de porcentagem de ambiente natural (variáveis explanatórias) e com os tamanhos das áreas de vida por meio de Modelos Aditivos Generalizados (GAM) gerados para cada indivíduo no ambiente R. Assim, a variação do comprimento de passo foi testada em cinco modelos simples:

- HR95: porcentagem de ambiente natural na área de vida
- HR50: porcentagem de ambiente natural na área nuclear de 50% da área de vida
- DC: a diversidade de contatos de classes
- NAT100: a porcentagem de ambiente natural em um diâmetro de 1000 metros
- PNS: a proporção de ambiente natural no passo

E foi analisada também em três modelos combinados, sendo DC+NAT1000, DC+PNS e NAT1000+PNS, totalizando seis modelos de testes. Os animais foram testados de forma conjunta, para avaliar a contribuição do modelo para a espécie como um. Adiante, cada animal foi avaliado individualmente utilizando-se de todos os modelos testados para o conjunto em geral, à exceção de HR95 e HR50 que são modelos comparativo entre diferentes áreas de vida.

Modelos com diferentes conjuntos de variáveis explanatórias, definidos anteriormente, foram comparados com base no Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc, utilizado para amostras pequenas), utilizando o pacote *BBMLE* no ambiente R. O modelo mais plausível foi o que apresentou o menor valor de AICc; porém, modelos com $\Delta AICc \leq 2$ foram considerados como igualmente plausíveis (BURNHAM; ANDERSON, 1998). A partir do modelo que mais explicou a métrica de movimentação utilizada foram geradas imagens relacionadas às variáveis resposta e explanatórias para a espécie de forma geral e para cada indivíduo. Os modelos foram gerados e testados em ambiente R e as análises estão disponíveis no Script 6 – Geração de modelos e análises de seleção de modelos GAM (APÊNDICE F).

3.3 Resultados

3.3.1 Área de vida e áreas nucleares

As áreas de vida calculadas para os lobos-guarás na região da Serra da Canastra tiveram uma grande variação, de 31,12 a 145,57 km² (média de $67,62 \pm 38,45$ Km²) (Figura 3.7).

Figura 3.7 – Tamanho das áreas de vida dos treze lobos-guarás monitorados (barras sólidas representam animais com uso de áreas protegidas e barras listradas representam os habitantes de áreas não protegidas)

Para os cinco pares formados (Tabela 3.2) observou-se uma grande sobreposição, chegando a 100% em todos os casos, dispensando novo cálculo de sobreposição sempre o macho possuindo área ligeiramente maior que as fêmeas (Figura 3.8). No entanto essa diferença não sobressai nas médias gerais para machos e fêmeas, sendo $73,07 \pm 46,52$ e $62,95 \pm 33,15$ respectivamente. Devido à diferença do tamanho amostral, os dados tiveram que ser normalizados para realização do teste estatístico. De acordo com o esperado, as diferenças entre as áreas de vida de machos e fêmeas não foram significativas ($t = -1,85$, $df = 5,6$, $p\text{-value} = 0,117$), possuindo médias próximas (Figura 3.9).

Figura 3.8 – Disposição e dimensionamento das áreas de vida de treze indivíduos de lobo-guará com sobreposições de machos e fêmeas pareados

Figura 3.9 – Médias e desvio padrões (log) de áreas de vida de machos e fêmeas de lobo guará (os dados foram normalizados para realização do teste t)

Os indivíduos habitantes das áreas do PN da Serra da Canastra, bem como os do entorno imediato, apresentaram uma média e desvio padrão para áreas de vida de $90,29 \pm$

40,36. Já os animais que não possuem áreas protegidas entre os limites de suas áreas de vida, apresentaram média e desvio padrão de $41,18 \pm 5,99$ (Figura 3.10). A diferença entre animais habitantes de áreas do parque nacional e entorno imediato e os habitantes das fazendas foi significativa ($t = 4,268$; d.f. = 8,00; p-value = 0,002).

Figura 3.10 – Médias e desvio padrões de áreas de vida de habitantes de áreas protegidas e de não protegidas (os dados foram normalizados para realização do teste t)

Entre as áreas nucleares, proporcionalmente não se observou diferenças significativas em suas dimensões entre animais de áreas protegidas e não protegidas, tanto para a área de 50% ($t = 1,440$, d.f. = 6.4255, p-value = 0.197) como nas áreas nucleares de 5% do total da área de vida ($t = -0.709$, df = 10.542, p-value = 0.493) (Figura 3.11). Em termos espaciais, os lobos apresentaram pequena variação nas dimensões dessas áreas, com média de $19,64 \pm 12,66 \text{ km}^2$ para as regiões nucleares de uso intenso médio e média de $1,23 \pm 0,99$ para as áreas de uso intenso alto (Figura 3.11). As áreas nucleares, não coincidiram totalmente como as áreas de vida de casais, com exceção de dois casais observados. Observou-se desigualdades relacionadas às diferenças dos tamanhos das áreas de vida (Figura 3.12).

Ainda, foram observadas entre essas áreas, poucas diferenças também entre a quantidade de áreas nucleares, sendo encontrados de um a quatro núcleos independentemente do indivíduo possuir influência de áreas protegidas em sua área de vida (Figura 3.13). O número mais amplamente encontrado para áreas de uso intenso médio ($n=5$) foi de três áreas nucleares, e para as de uso alto também ($n=4$). A tabela 3.3 sumariza os valores obtidos para as áreas de vida e áreas nucleares.

Figura 3.11 – Tamanho proporcional das áreas nucleares (50% e 5%) em função das áreas de vida dos treze lobos-guarás monitorados

Figura 3.12 – Disposição das áreas de vida e áreas nucleares dos treze lobos-guarás estudados

Figura 3.13 – Composição das áreas de vida e áreas nucleares dos treze lobos-guarás monitorados

Tabela 3.3 – Áreas de Vida e áreas nucleares dos lobos-guarás da Região da Serra da Canastra

Área de Influência	Animais	Área de Vida 95% (Km ²)	Área de Vida 50% (Km ²)	Área de Vida 5% (Km ²)	número de núcleos 50%	número de núcleos 5%
Áreas protegidas	Bolt	145,57	49,08	3,81	3	3
	Amadeo	118,34	33,44	2,12	3	2
	Lais	106,18	27,45	1,27	3	1
	Loba	93,85	32,33	2,43	2	3
	Rose	93,20	24,33	1,14	1	2
	Gamba	43,37	12,45	0,67	3	1
	Tay	31,50	7,49	0,39	4	1
Áreas não protegidas	Samurai	49,44	14,67	0,94	1	1
	Nilde	44,23	11,98	0,78	2	1
	Miro	41,28	11,45	0,51	4	1
	Jurema	40,58	12,42	0,81	3	3
	Henry	40,45	9,37	0,53	1	1
	Luna	31,12	8,89	0,66	2	3

As áreas de vida se apresentaram bastante diversificadas com relação às classes da paisagem. Porém, um grande domínio foi observado entre as áreas das classes de ambientes abertos da paisagem. As classes com maiores áreas foram das categorias de ‘campo’, com aproximados 645 Km² e de ‘pastagens exóticas’ com quase 154 Km² (Tabela 3.4). As áreas das classes ‘mata inicial’ e ‘mata pioneira inicial’ foram associadas, resultando em um total de 50 Km². As ‘matas médias’ não apareceram em nenhuma área de vida, bem como as ‘várzeas’. Sendo assim, o total de áreas naturais entre os quase 880 Km² de áreas de vida, somam 695 Km² (Tabela 3.4). Por outro lado, as categorias antrópicas somam 173 Km², entre as categorias de ‘agricultura’ (12 Km²) e ‘café’ (6,4 Km²), além das pastagens (Tabela 3.4).

Tabela 3.4 – Áreas das classes da paisagem dispostas nas áreas de vida de cada lobo-guará

Área de Influência	Animais	Área de Vida (Km ²)	CA Áreas Naturais (Km ²)	CA Áreas Antrópicas (Km ²)	CA Campo (Km ²)	CA Matas (Km ²)	CA Agricultura (Km ²)	CA Café (Km ²)	CA Pasto (Km ²)
Áreas protegidas	Bolt	145,57	143,85	0,05	141,76	2,10	0,01	0,00	0,04
	Amadeo	118,34	103,52	12,49	92,69	10,83	0,61	0,00	11,88
	Lais	106,18	93,17	11,25	83,95	9,22	0,47	0,00	10,78
	Loba	93,85	87,89	5,72	81,59	6,31	0,05	0,00	5,67
	Rose	93,20	92,18	0,04	92,09	0,09	0,01	0,00	0,03
	Gamba	43,37	26,55	15,41	22,96	3,59	2,21	0,45	12,75
	Tay	31,50	19,27	11,64	16,80	2,48	1,97	0,30	9,24
Áreas não protegidas	Samurai	49,44	26,92	22,26	24,19	2,73	1,79	0,17	20,30
	Nilde	44,23	27,83	16,08	24,14	3,69	0,96	0,49	14,63
	Miro	41,28	25,31	15,78	23,41	1,89	0,34	0,55	14,89
	Jurema	40,58	22,19	18,19	20,20	1,99	1,79	0,02	16,38
	Henry	40,45	8,40	31,59	4,83	3,57	1,85	4,21	25,53
	Luna	31,12	18,45	12,58	16,37	2,07	0,29	0,19	12,10
TOTAL		879,11	695,53	173,07	644,98	50,55	12,33	6,39	154,22

A disposição proporcional das classes da paisagem indicou uma grande predominância das áreas de campo na composição das áreas de vida, com algumas exceções (Henry, Jurema e Samurai). O primeiro, com quase 80% de domínio de classes antrópicas em sua área de vida, e o casal Jurema e Samurai com uma razão de 55% de natural contra 45% de classes antrópicas, possuem algumas das menores áreas de vida registradas (Figura 3.14). Por outro lado, Bolt, Loba e Rose, habitantes de áreas do parque nacional, possuem acima de 90% de áreas naturais, sendo o casal Bolt e Rose, constituindo praticamente toda sua área de vida com classes naturais (Figura 3.15). Registra-se ainda que os três detêm algumas das maiores áreas de vida encontradas no estudo (Figura 3.7).

Figura 3.14 – Proporção das classes da paisagem (PLAND) nas áreas de vida dos lobos-guarás

A relação do tamanho da área de vida e a proporção de classes naturais foi significativa ($t = 4,746$; d.f. = 11,00; $p\text{-value} < 0,001$, $r^2 = 0,64$) (Figura 3.16a). De forma inversa, as classes antrópicas (agricultura, café, pasto e áreas urbanas) geraram uma relação negativa com o tamanho das áreas de vida, sendo que quanto maior a proporção das áreas alteradas, menor a área de vida ($t = -4,743$; d.f. = 11,00; $p\text{-value} < 0,001$, $r^2 = 0,64$) (Figura 3.16b). A relação entre a dimensão das áreas nucleares e a proporção das classes naturais disponíveis foi significativa ($t = 3,856$; d.f. = 11,00; $p\text{-value} = 0,002$, $r^2 = 0,54$) (Figura 3.17a). A relação das classes antrópicas com as áreas nucleares foi também significativa ($t = -3,857$; d.f. = 11,00; $p\text{-value} = 0,002$, $r^2 = 0,54$) (Figura 3.17b). E de forma contrária, as áreas de uso intenso alto, representando 5% da área de vida, não diferiram significativamente entre suas dimensões e classes naturais, apresentando um valor marginal de p ($t = 2,146$; d.f. = 11,00; $p\text{-value} = 0,055$, $r^2 = 0,23$) ou antrópicas ($t = -1,894$; d.f. = 11,00; $p\text{-value} = 0,085$, $r^2 = 0,18$) (Figura 3.18a e b).

Figura 3.15 – Distribuição das classes da paisagem nas áreas de vida dos lobos-guarás

Figura 3.16 – Regressão linear do tamanho da área de vida em função da proporção de classes naturais (a) e antrópicas (b) na paisagem.

Figura 3.17 – Regressão linear do tamanho das áreas nucleares de uso intenso médio (50%) em função da proporção de classes naturais (a) e antrópicas (b) na paisagem.

Figura 3.18 – Regressão linear do tamanho das áreas nucleares de uso intenso alto (5%) em função da proporção de classes naturais (a) e antrópicas (b) na paisagem.

A distribuição dos pontos de localizações nas diversas classes da paisagem em cada área de vida se mostrou uniforme nos indivíduos com poucas classes e diversificada entre os indivíduos habitantes de áreas não protegidas, onde existe maior heterogeneidade da paisagem (Figura 3.15). Sugeriu-se com esse perfil de distribuição das localizações, à primeira vista, que as proporções do uso das classes acompanhassem a disponibilidade apresentadas pela métrica PLAND (Figura 3.19).

Figura 3.19 – Distribuição dos pontos de localização dos animais nas classes da paisagem nas áreas de vida

No entanto, houve diferença significativa entre a distribuição e a disponibilidade dos ambientes encontrados com os animais selecionando classes específicas independentemente de outras classes estarem disponíveis (Tabela 3.5). A relação entre a distribuição observada (uso) e esperada (disponibilidade) foi significativa ($p < 0,05$) para todos os animais (Tabela 3.5). A única exceção foi a loba Rose, cujo uso reflete a disponibilidade de uma única classe da paisagem. A seleção de classes específicas foi diferenciada entre os indivíduos, todavia, quase todos os lobos (à exceção de dois) selecionaram de forma destacada a classe de campo e pouco menos da metade ($n = 5$) selecionou a classe de pasto. Agricultura, com destaque para o café, foi uma classe muito pouco selecionada, como também as classes vinculadas a ambientes florestais (mata inicial e mata pioneira inicial), em função da disponibilidade das classes na paisagem (Tabela 3.5).

Tabela 3.5 – Proporções da disponibilidade das classes da paisagem e distribuição dos pontos nas áreas de vida de vida e teste chi-quadrado para avaliação da distribuição dos pontos (valores em negrito ressaltam a seleção de classes pelos indivíduos)

Animais	usado/ disponível	Classes da Paisagem							Teste chi-quadrado		
		campo	mata inicial	mata pioneira inicial	agricultura	café	pasto	área urbana	χ^2	df	P ¹
Henry	usado	0,173	0,002	0,077	0,015	0,048	0,685	NA	134,55	5	<0,001 (<0,001)
	disponível	0,121	0,018	0,071	0,046	0,105	0,639	NA			
Jurema	usado	0,487	0,013	0,021	0,052	0,000	0,427	NA	3759,90	5	<0,001 (<0,001)
	disponível	0,498	0,013	0,036	0,044	0,001	0,404	NA			
Luna	usado	0,526	0,005	0,035	0,029	0,008	0,397	NA	291,53	5	<0,001 (<0,001)
	disponível	0,528	0,024	0,043	0,009	0,006	0,390	NA			
Samurai	usado	0,530	0,010	0,034	0,004	0,000	0,421	NA	18,57	5	0,002 (0,03)
	disponível	0,489	0,016	0,040	0,036	0,003	0,411	NA			
Nilde	usado	0,597	0,000	0,024	0,007	0,000	0,372	NA	45,77	5	<0,001 (<0,001)
	disponível	0,550	0,019	0,065	0,022	0,011	0,333	NA			
Miro	usado	0,619	0,004	0,037	0,003	0,006	0,331	NA	52,24	5	<0,001 (<0,001)
	disponível	0,570	0,014	0,032	0,008	0,013	0,362	NA			
Gamba	usado	0,596	0,018	0,018	0,067	0,000	0,301	NA	26,75	5	<0,001 (<0,001)
	disponível	0,547	0,052	0,034	0,053	0,011	0,304	NA			
Tay	usado	0,651	0,011	0,011	0,037	0,002	0,284	0,004	710,71	6	<0,001 (<0,001)
	disponível	0,543	0,055	0,025	0,064	0,010	0,299	0,004			
Lais	usado	0,814	0,087	0,005	0,001	NA	0,093	NA	16,73	4	0,002 (0,03)
	disponível	0,804	0,085	0,003	0,004	NA	0,103	NA			
Amadeo	usado	0,849	0,059	0,003	0,002	NA	0,088	NA	63,13	4	<0,001 (<0,001)
	disponível	0,799	0,087	0,006	0,005	NA	0,102	NA			
Loba	usado	0,943	0,019	0,008	0,000	NA	0,029	NA	108,04	4	<0,001 (<0,001)
	disponível	0,872	0,051	0,017	0,001	NA	0,061	NA			
Bolt	usado	0,995	0,004	0,000	0,000	NA	0,001	NA	123,41	4	<0,001 (<0,001)
	disponível	0,985	0,014	0,000	0,000	NA	0,000	NA			
Rose	usado	1,000	0,000	NA	0,000	NA	0,000	NA	9,69	3	0,021 (0,27)
	disponível	0,999	0,001	NA	0,000	NA	0,000	NA			

Nota¹: O valor de P corrigido (teste de Bonferroni) está apresentado entre parênteses.

3.3.2 Atividade

As análises de atividades pelos actogramas indicaram padrões bem marcados de atividade e inatividade, porém com inúmeras particularidades indicadas pelas diversas análises. Padrões de atividade foram observados, a grosso modo, das 18:00 às 06:00 horas e inatividade das 6 às 18 horas (Figura 3.20). Existe um encurtamento do período de atividade entre julho e setembro (estação seca), com variações desse encurtamento, e o período em cada animal. No entanto observou-se inúmeras particularidades no perfil individual de atividade. Por exemplo, Bolt,, Luna, Jurema apresentaram valores mais altos de atividade no período do alvorecer, diferente dos outros animais como Henry e Loba ao entardecer. Outros como Tay e Miro não tiveram esse perfil tão definido.

Figura 3.20 - Actograma de sete lobos-guarás (continua)

Figura 3.20 – Actograma de sete lobos-guarás (conclusão)

Os lobos-guarás apresentaram uma média de atividade diária de aproximadamente 9 horas contra 15 horas em repouso, o equivalente a 37% em atividade e 63% em inatividade. Essas proporções foram escalonadas em padrões de atividade e inatividade diurno e noturno, de forma que durante o dia, 30% do tempo estão inativos e 20% das horas estão em atividade. De forma semelhante, para o período noturno, os animais estiveram ativos em 17% do tempo, enquanto que estiveram inativos em 33% do período sem luz (Tabela 3.6).

Tabela 3.6 - Médias gerais de horas em atividade e inatividade e especificamente nos períodos do dia

Área de Influência	Animais	Horas em Atividade	Horas em Inatividade	Horas em Repouso	Horas em Atividade (Diurno)	Horas em Inatividade (Diurno)	Horas em Atividade (Noturno)	Horas em Inatividade (Noturno)
Áreas Protegidas	Loba	10,6	13,4	8	5,4	6,7	5,2	6,7
	Bolt	10,5	13,4	3	5,2	6,8	5,4	6,6
	Tay	7,5	16,4	10	4,0	8,1	3,6	8,3
Áreas Não Protegidas	Luna	8,8	15,2	9	5,1	7,3	3,7	8,0
	Jurema	8,6	15,4	10	5,1	6,8	3,5	8,5
	Henry	8,1	15,0	11	4,5	7,2	3,6	7,8
	Miro	7,3	16,7	11	4,3	7,9	3,0	8,8
	Média Geral	8,8	15,1	8,9	4,8	7,3	4,0	7,8

Diferenças nessas proporções entre machos e fêmeas não foram encontradas, sendo que ambos os sexos estiveram ativos nas mesmas proporções da média geral, com 37% do tempo ativos e 63% inativos. Para os grupos de animais com influência de áreas protegidas, observou-se pequenas diferenças não significativas sendo 40% em período em atividade para 35% encontrado entre os animais habitantes de áreas não protegidas. E da mesma forma o período de inatividade foi observado para 60% do tempo entre os animais de áreas protegidas, e 65% de inatividade nas áreas de fazenda (Tabela 3.6). Apesar de evidenciadas tais diferenças, essas não foram significativas para as horas em atividade (teste t; $t = 2,419$, $df = 2,089$, $p\text{-value} = 0,1313$), nem mesmo para as horas em inatividade (teste t; $t = -2,1204$, $df = 2,121$, $p\text{-value} = 0,1607$) (Figura 3.21).

Figura 3.21 – Diferenças em períodos de atividades e repouso entre animais em áreas protegidas e não protegidas

Análises subsequentes acerca do ritmo circadiano do lobo-guará permitiram uma investigação mais específica da média total (de todos os indivíduos) para cada horário do dia

resultando em uma curva de atividade que corroborou o perfil dos actogramas, sendo que em média o período de atividade (valores acima de 50) do lobo-guará, segue das 19:00 às 07:00 horas, com atividade alta (médias acima de 60) apenas no período das 02:00 às 06:00 (Figura 3.22).

Figura 3.22 – Curva de atividade diária (valores de atividade nas horas do dia) para sete indivíduos de lobo-guará

Com relação às análises comparativas de grupos, observou-se como anteriormente que machos e fêmeas não possuem diferenças significativas ($t = -0,14973$, $df = 44,781$, $p\text{-value} = 0,8816$). No entanto algumas particularidades puderam ser observadas. Machos mostraram picos de atividade das 22:00 às 02:00 horas, enquanto que as fêmeas apresentaram atividades mais intensas da 02:00 às 06:00 horas, inclusive atingindo valores superiores aos dos machos (Figura 3.23).

Figura 3.23 – Curvas de atividade diária para machos e fêmeas de lobo-guará

A atividade diária, da mesma forma, não foi significativa entre as médias de animais que utilizam áreas protegidas e os que utilizam áreas não protegidas ($t = 1,1824$, $df = 42,758$, $p\text{-value} = 0,2436$). As atividades mais intensas (picos máximos) não foram significativas ($t = 1,0638$, $df = 42,744$, $p\text{-value} = 0,2934$) entre os dois grupos. Contudo, observou-se que os picos de atividade se distribuíram em períodos mais curtos e fragmentados ao longo do dia, especificamente entre 05:00 às 07:00, 18:00 às 20:00 e 22:00 às 23:00 horas, enquanto que os animais que utilizam a matriz antrópica somente apresentaram atividades mais intensas apenas das 00:00 às 06:00 horas. Em contraste com os picos máximos de atividade, observou-se valores significativos de repouso ao longo de todo dia ($t = 2,488$, $df = 29,648$, $p\text{-value} = 0,0187$), entre os animais de áreas não protegidas, com exceção das seis horas do período de pico de atividade. Neste sentido, os animais das áreas protegidas diferenciaram-se com menores períodos de repouso (Tabela 3.6) permanecendo em repouso (abaixo de 20 unidades) das 09:00 às 15:00 horas (durante seis horas) enquanto que os animais de áreas de fazendas permaneceram inativos das 07:00 às 18:00 horas (durante o período de onze horas) (Figura 3.24).

Figura 3.24 – Curvas de atividade diária para animais de áreas protegidas e de áreas não protegidas

O índice de diurnidade resultou em atividades equilibradas durante o dia e noite com uma média geral de $0,09 \pm 0,08$, computando valores de todos os indivíduos (Figura 3.25). A variação índice está sob um intervalo entre $-0,5$ e $+0,5$.

Figura 3.25 – Registros de valores de diurnidade observados para lobos-guarás no período de 2008 a 2014

3.3.3 Ecologia do Movimento

3.3.3.1 Deslocamentos e periodicidade na movimentação

Os lobos-guarás na região da Serra da Canastra apresentaram variação, de 10 a 18,4 quilômetros de deslocamento diário, com uma média de $13,96 \pm 2,84$ quilômetros (Figura 3.26).

Figura 3.26 – Deslocamento diário observado entre lobos-guarás em áreas protegidas e não protegidas

A média de deslocamento diário dos machos foi de $14,02 \pm 3,23$ e das fêmeas foi de $13,91 \pm 2,73$. A análise comparativa entre o deslocamento de animais de sexos diferentes não

se mostrou significativa ($t = -1,56$, $df = 5,89$, $p\text{-value} = 0,170$), sem diferenças marcantes nas distâncias percorridas entre machos e fêmeas (Figura 3.27).

A média de deslocamento para os animais com suas áreas de vida em áreas protegidas foi de $15,42 \pm 2,87$ quilômetros diários, enquanto que para os animais das áreas das fazendas, a média foi menor, de $12,26 \pm 1,76$ quilômetros percorridos diariamente. As diferenças entre os habitantes de áreas protegidas e não protegidas foram significativas ($t = 2,76$, $df = 6,39$, $p\text{-value} = 0,03$) (Figura 3.28).

Figura 3.27 – Médias e desvio padrões do deslocamento diário de machos e fêmeas de lobos-guarás (os dados foram normalizados para realização do teste t).

Figura 3.28 – Médias e desvio padrões do deslocamento diário de lobos-guarás habitantes de áreas protegidas e não protegidas (os dados foram normalizados para realização do teste t).

3.3.3.2 Trajetórias na paisagem alterada

As análises vinculadas ao deslocamento dos lobos-guarás indicaram uma maior frequência de ocorrência de passos com até 1.000 metros de distância (Figura 3.30). A distribuição das passadas aponta ainda que passadas de até 2.500 metros são observados em

até 25% da frequência de observação. Passadas acima desse comprimento ocorreram muito raramente entre os indivíduos de lobo-guará (Figura 3.29).

Figura 3.29 – Histograma de distribuição do tamanho de passos para o lobo-guará na área de estudo

Os histogramas individuais apresentaram grande variação na distribuição do comprimento de passos na população, porém mantendo sempre altas frequências de ocorrência na faixa de passos até 1000 metros, à exceção do indivíduo ‘Loba’ que apresentou altas frequências de ocorrência de passos até 4.000 metros (Figura 3.30).

Figura 3.30 – Histograma de distribuição do tamanho de passos para treze indivíduos de lobo-guará

De forma geral, como reflexo da grande variação no tamanho das passadas entre os indivíduos, as médias de comprimento de passo variaram da mesma forma, de 450 metros a 2,65 quilômetros, com uma média geral de $1,02 \pm 0,59$ quilômetros (Tabela 3.7). Machos e fêmeas não apresentaram diferenças significativas ($t = 0,91992$, $df = 6,1732$, $p\text{-value} = 0,3921$) nas respectivas médias de comprimento de passo de $1,04 \pm 0,32$ Km e $0,99 \pm 0,78$ Km. Ainda, para o grupo de lobos que ocupa áreas protegidas, a média foi de $1,13 \pm 0,76$ Km enquanto que para os animais de áreas degradadas, foi de $0,88 \pm 0,32$ Km, Apesar da média ser 22% menor no segundo grupo, a diferença também não foi significativa ($t = -1,0272$, $df = 10,283$, $p\text{-value} = 0,3279$).

Tabela 3.7 – Distâncias percorridas pelos lobos-guarás e médias de comprimentos de passos

Área de Influência	Animais	total de dias	Distância total percorrida (Km)	Comprimento de Passos	
				Média (Km)	Desvio Padrão (Km)
Áreas não Protegidas	Henry	250	1484	1,03	1,11
	Jurema	510	3237	1,14	1,10
	Miro	382	2740	1,12	1,21
	Nilde	59	404	0,66	0,74
	Luna	295	1896	0,33	0,47
	Samurai	86	489	0,99	0,98
Áreas Protegidas	Amadeu	461	4743	1,35	1,47
	Bolt	547	8013	0,45	0,63
	Gambá	98	723	1,29	1,23
	Lais	433	3751	1,01	1,35
	Loba	563	6129	2,65	1,77
	Rose	356	4175	0,49	0,58
	Tay	841	6067	0,69	0,81

O modelo selecionado de maior significância, que melhor explicou as variáveis que interferem no comprimento de passo (Modelos Aditivos Generalizados; $\Delta AIC = 0$, $wAICc = 1$), foi o da associação da proporção de classes naturais no passo (PNS) com a diversidade de contato de classes (DC). O modelo foi selecionado com 100% de explicação da variável resposta. Ainda, o mesmo modelo foi selecionado também para cada indivíduo especificamente com os mesmos valores de ΔAIC e $wAICc$ apresentados na avaliação geral (Tabela 3.8).

Tabela 3.8 – Resultados dos modelos testados para a métrica de comprimento de passo (números em negrito indicam o modelo selecionado)

Animais	Valores AIC	Modelos								
		DC	DC + NAT1000	NAT1000	Nulo	PNS	PNS + DC	PNS + NAT1000	HR95	HR50
Geral	Δ AIC	15264,7	12431,6	71296,9	71771,6	59892,7	0	56417,7	57376,2	65891,9
	w AICc	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	1	<0,001	<0,001	<0,001
Amadeo	Δ AIC	1059,9	955	3097,4	3175,6	2494,5	0	2117,6	NA	NA
	w AICc	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	1	<0,001	NA	NA
Bolt	Δ AIC	5816,7	5161,4	39483,1	40505,6	39526,9	0	38512	NA	NA
	w AICc	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	1	<0,001	NA	NA
Gamba	Δ AIC	127,1	98,7	339,3	396,9	109,8	0	93	NA	NA
	w AICc	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	1	<0,001	NA	NA
Henry	Δ AIC	183,1	111,5	1551,1	1682,9	733,5	0	705,5	NA	NA
	w AICc	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	1	<0,001	NA	NA
Jurema	Δ AIC	449,6	69,9	4141	4367,4	3139	0	3011,1	NA	NA
	w AICc	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	1	<0,001	NA	NA
Lais	Δ AIC	1217,3	1135,9	3740,4	3817,8	2970,5	0	2669,6	NA	NA
	w AICc	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	1	<0,001	NA	NA
Loba	Δ AIC	1293	1089,7	2998,8	3068	2879,4	0	2719,5	NA	NA
	w AICc	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	1	<0,001	NA	NA
Luna	Δ AIC	800,3	665,3	7882,3	8170,8	4790,9	0	4626,7	NA	NA
	w AICc	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	1	<0,001	NA	NA
Miro	Δ AIC	251,5	206,1	2781,2	3063,7	1403,6	0	1359,5	NA	NA
	w AICc	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	1	<0,001	NA	NA
Nilde	Δ AIC	77,1	58,5	760,9	776,5	531,5	0	512,9	NA	NA
	w AICc	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	1	<0,001	NA	NA
Rose	Δ AIC	5142,2	4012,4	26593,3	26694,3	26497,6	0	26422,8	NA	NA
	w AICc	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	1	<0,001	NA	NA
Samurai	Δ AIC	41,9	25,6	716,1	733,9	440,8	0	422,3	NA	NA
	w AICc	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	1	<0,001	NA	NA
Tay	Δ AIC	1815,5	1612,1	6831,1	7253,1	3340,7	0	2979,4	NA	NA
	w AICc	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	1	<0,001	NA	NA

Observou-se na resposta gráfica a relação do comprimento de passos em função da diversidade de contatos de classes e da proporção de ambientes naturais na paisagem de forma que quanto maior a diversidade de contato e a proporção de ambientes naturais na paisagem, maior o comprimento de passo. O modelo apresentou passos de 5.000 metros em áreas de alta heterogeneidade e com grande proporção de ambientes naturais, ao contrário dos passos pequenos em torno de 1000 metros e abaixo, estiveram associados às áreas de menor diversidade de contato e menor porcentagem de áreas naturais (Figura 3.31).

Figura 3.31 – Modelo GAM de comprimento de passo em função da proporção de classe natural e diversidade de contato de classes

Os indivíduos de lobo-guará apresentaram respostas do comprimento de passo semelhantes ao padrão geral encontrado, com maiores comprimentos em áreas de maior diversidade de contato e maior proporção de classes naturais (Figura 3.32). Não obstante, observou-se variações individuais, principalmente entre casais que utilizam a mesma área, com alta sobreposição.

A distribuição das localizações no modelo foi observada, sendo que as quase 55 mil localizações estão distribuídas de forma uniforme entre os níveis de DC e as diferentes porcentagens de classes naturais. No entanto, uma tendência à associação dos pontos com ambientes com maior heterogeneidade foi observada onde a maior parte dos pontos apareceram distribuídos acima de 0,5 de DC (Figura 3.33).

Figura 3.32 – Modelos individuais de comprimento de passo em função da proporção de classe natural e diversidade de contato de classes

A distribuição dos pontos dos indivíduos sobre os pontos totais mostrou que, de forma geral, todos os indivíduos ocuparam o espaço apresentado pelo cruzamento das variáveis de PNS e DC. Alguns, como por exemplo, Henry, Amadeo e Lais, apresentaram forte tendência de ocorrência para faixas específicas. Mas ainda assim possuíram pontos distribuídos por toda a paisagem (Figura 3.34)

Figura 3.33 – Distribuição de pontos de localização em função da proporção de classe natural e diversidade de contato de classes

Figura 3.34 – Distribuição de pontos de localização de cada indivíduo em função da proporção de classe natural e diversidade (pontos pretos representam a distribuição geral e em vermelho os pontos do indivíduo).

3.4 Discussão

3.4.1 Tamanho de áreas de vida

Os valores de área de vida estimados neste estudo estão entre as médias encontradas para a espécie em outros trabalhos (DIETZ, 1984; CARVALHO; VASCONCELOS, 1995; MANTOVANI, 2001; MELO et al., 2006; AZEVEDO, 2008; COELHO et al., 2008; JÁCOMO et al., 2009; RODRIGUES et al., 2013). Os lobos-guarás dos casais formados apresentaram extensões de áreas de vida semelhantes, principalmente devido à grande sobreposição de áreas observadas. Apesar disso não ter sido observado por Azevedo (2008) em estudo preliminar com lobo-guará na Serra da Canastra, o mesmo foi encontrado no monitoramento de coiotes (ATWOOD; WEEKS, 2003). Apesar de encontrar sobreposição semelhante à encontrada nesse estudo, os resultados anteriores para a Serra da Canastra foram baseados em dados a partir de radio-telemetria por VHF (menos precisa) e estimadores de área de vida diferentes (DIETZ, 1984; AZEVEDO, 2008; BENTO, 2013). Ainda assim, as médias encontradas foram similares nos três estudos. Alguns fatores podem ser responsáveis por variações na área de vida, desde técnicos, como o tipo de equipamento e métodos de análise, a ambientais e ecológicos, como particularidades da área estudada, disponibilidade de recursos, sobreposição de indivíduos e influência das características da paisagem (KOEHLER; PIERCE, 2003; RILEY et al., 2003; MITCHEL; POWELL, 2007; MOYER et al., 2007). Neste estudo, além das diferenças técnicas e metodológicas encontradas em comparação com estudos anteriores, foi evidenciado a influência da paisagem na estruturação das áreas de vida.

Observou-se que as áreas de vida, ao contrário do previsto, foram maiores nas áreas protegidas, com paisagens não modificadas. Esperava-se que, em função da degradação ambiental reduzir ambientes favoráveis, a disponibilidade de recursos necessários à sua sobrevivência seria diminuída e, com isso, existiria maior necessidade de incorporar mais áreas adequadas em um mosaico de áreas naturais e degradadas, aumentando assim a movimentação e sua área de vida (CROOKS, 2002; FAHRIG, 2007). Na região da Serra da Canastra, os únicos animais que destoaram do padrão invertido encontrado foram Gamba e Tay, o casal que habita a borda da UC, porém com apenas 1/3 de sua área de vida dentro do parque, apresentando áreas semelhantes às dos lobos-guarás habitantes da matriz antrópica. Apesar de habitarem áreas da borda do Parque Nacional, assim como Amadeo e Laís, outro casal que não habita exclusivamente as áreas protegidas, possuem em suas áreas uma

constituição da paisagem com grandes percentuais de pastagem exótica, diferente do outro casal mencionado, que possui baixa porcentagem de ambientes antrópicos no espaço que ocupam. Assim, a forte correlação das áreas de campo e pasto na estrutura da área de vida indica que a espécie é seletiva aos ambientes abertos, porém naturais. Informações disponíveis sobre a dinâmica do uso de paisagens alteradas em canídeos são escassas, sendo relacionadas principalmente à conservação de coiotes (*Canis latrans*), espécie solitária porém mais social que os lobos-guarás e com alto potencial adaptativo, possuindo dinâmicas ecológica e comportamental diferentes das do lobo-guará (MacDONALD; SILLERO, 2004). Ainda assim, observou-se claramente para coiotes (RILEY et al., 2003; ATWOOD et al., 2004) além de outros carnívoros como ursos negros (*Ursus americanus*) (MOYER et al., 2007) que áreas de vida tendem a ser maiores em função de paisagens modificadas, o que seria esperado neste estudo. No entanto, para raposas (*Vulpes vulpes*) habitantes de áreas suburbanas, as áreas de vida também foram menores em comparação com as habitantes de zonas rurais em paisagens compostas com ambientes naturais (ADKINS; STOTT, 1998).

Especula-se que a estruturação da área de vida esteja relacionada de forma intrínseca às características da paisagem, devido aos requerimentos bioenergéticos demandados pela espécie. O lobo-guará, refletindo um padrão geral da ecologia de canídeos, e muitas espécies da Ordem Carnivora, possuem suas atividades e movimentação no ambiente em que vivem relacionados com seu estilo de vida, isto é, o balanço de energia gasta e adquirida (EWER, 1998; CARBONE et al. 1999; MACDONALD et al., 2004; van der MEER et al. 2015). Contudo, o lobo-guará é uma espécie que desafia os padrões normais da anatomia versus a bioenergética, sendo a única espécie de grande porte de canídeo silvestre (acima de 21 quilos) com dieta onívora, baseada em itens de biomassa muito inferiores ao seu peso corpóreo e comportamento solitário que dispensa um forrageamento ou caça de forma coletiva (DIETZ, 1984; CARBONE et al. 1999; MACDONALD et al., 2004). Desta forma, com a finalidade de buscar um equilíbrio de energia gasta no forrageamento, patrulhamento de uma área de vida, necessidade de proteção e reprodução e, obtida a partir da ingestão de frutos e pequenos animais, espera-se que a espécie adquira uma estratégia de movimentação e atividade compatível com esse balanço energético. Áreas de vida pequenas favoreceriam um forrageamento mais efetivo se a espécie adquirisse uma seletividade de ambientes para a busca dos itens de sua dieta. Lembrando que apesar da grande amplitude de nicho alimentar (JÁCOMO, 1999; JUAREZ; MARINHO-FILHO, 2002), a espécie é seletiva com relação a espécies vegetais e animais (MOTTA-JÚNIOR et al., 1996; MOTTA-JÚNIOR, 1997; QUEIROLO; MOTTA-JUNIOR, 1997). Assim, a única forma de economizar energia em

ambientes com escassez de itens específicos de sua alimentação (lembrando que a fruta-do-lobo *Solanum lycocarpum*, apesar de abundante e perfazer a base de sua dieta em diversas localidades, não sustenta a espécie por si só) seria reduzir a área de movimentação.

As áreas nucleares, de uso mais intenso dentro da área de vida, não tiveram a mesma influência das classes da paisagem entre os animais estudados. As áreas nucleares são as áreas de refúgio, de abundância de recursos ou outras características que incorre em maior frequência de utilização que outras áreas, sendo assim áreas exclusivas mesmo entre casais (BURT, 1943; EWER, 1968). Porém, diferentemente do encontrado em outros estudos, algumas áreas nucleares foram compartilhadas por machos e fêmeas de um casal (Bolt e Rose, Amadeo e Lais) o que se sugere serem áreas importantes de interações sociais ou com características que refletem em alta disponibilidade de itens alimentares específicos. Em função de altos níveis de conversão de áreas naturais em campos de plantio e pastagens exóticas, esperava-se que diferenças entre áreas nucleares estariam dispostas de forma diferente. O fato da paisagem ter sido utilizada de forma específica e não de acordo com as classes disponíveis, pode ter refletido em uma composição das áreas de maior intensidade de uso de forma igualmente seletiva, ou seja, os animais selecionaram a paisagem e nesta seleção passaram a utilizar de forma mais contundente tais áreas nucleares. Isso pode ser observado da mesma forma para coiotes em áreas suburbanas a rurais (com fragmentos naturais) onde esses animais foram altamente seletivos em suas áreas de vida e em especial nas áreas nucleares, independentemente da proporção de classes naturais ou antrópicas (ATWOOD et al., 2004).

3.4.2 Disposição de classes da paisagem nas áreas de vida

Para os resultados encontrados na composição das áreas de vida entre os lobos-guarás na região da Serra da Canastra, considera-se uma associação de fatores. As áreas antrópicas na região da Serra da Canastra apresentam alta diversidade de ambientes naturais (campos limpos, sujos e rupestres, cerrados e brejos naturais) associados aos ambientes modificados (áreas de plantio de café, milho, soja, feijão e cana-de-açúcar, além das pastagens plantadas e silvicultura). Ainda, a paisagem modificada, fragmentada em ambientes diversos, pode oferecer dificuldades de deslocamentos (pela espécie evitar utilizar algumas classes) (ADKINS; STOTT, 1998; TIGAS et al., 2002), de interação social (para fins de defesa de território e reprodução) (ATWOOD; WEEKS, 2003; ATWOOD, 2006), e obtenção de alimento (teoricamente aumentaria o forrageamento) (MORTELLITI; BOITANI, 2008). Apesar disso,, uma espécie que se alimenta de inúmeros itens vegetais disponíveis o ano todo,

além de invertebrados, anfíbios, répteis, aves terrestres e mamíferos de pequeno porte (que podem ser muito abundantes em algumas culturas de grãos), poderia ter os efeitos da antropização atenuados se o mínimo de condições estivessem presentes. A avaliação não somente das dimensões das áreas de vida que se mostraram vinculadas à disposição de classes naturais da paisagem, mas também da disposição dessas e as classes antrópicas, indicaram a forma com que indivíduos de lobo-guará utilizam a paisagem como um todo. As diferenças no uso do espaço nas áreas não protegidas podem refletir além de interferências em sua ecologia espacial, indicativos que distanciam do “ótimo” para a espécie. Nessa região, estes indivíduos refletiram em sua fisiologia níveis de estresse elevados, por meio de medições hormonais e bioquímicas (SPERCOSKI et al., 2011; MAY-JUNIOR et al., 1999)

A presença de habitats naturais e de ambientes antrópicos variou entre indivíduos neste estudo e essa composição refletiu nas dimensões das áreas de vida, sendo que a dominância de pastagem ou campos naturais (classes de maior predominância na paisagem) foram os determinantes na estruturação das áreas de vida. Os lobos-guarás são animais com utilização principal de áreas abertas (EMMONS, 2012; PAULA et al., 2013) e, talvez por isso, a grande influência das duas classes principais nas suas áreas de vida. Os cinco lobos que apresentaram uma proporção maior de remanescentes naturais nas suas áreas de vida (Amadeo, Bolt, Lais, Loba e Rose), são animais que possuem quase toda sua área de vida ou grande parte delas nos domínios do Parque Nacional da Serra da Canastra e em seu entorno mais bem preservado (Amadeo e Lais). Em função dessa predominância e dadas as características fitofisionômicas dessa região do parque (predominância de campo limpo e rupestre), esses indivíduos apresentaram poucas classes da paisagem disponíveis. Os campos da região da Serra da Canastra oferecem perfeitas condições de sobrevivência, com abundância de recursos disponíveis em itens vegetais e animais selecionáveis pela espécie. Já as pastagens não correspondem com uma dieta de alta seletividade, mesmo com grande amplitude de nicho alimentar (AMBONI, 2007; QUEIROLO; MOTTA-JUNIOR, 2007; JIMENEZ, 2012). No entanto, observou-se nas áreas de alguns animais uma diversidade maior de ambientes, como é o caso dos lobos Henry, Jurema e Samurai. Assim, os animais que habitam áreas não protegidas buscam maior diversidade de classes da paisagem, sendo essa composição constituída por diversas classes antrópicas. Nota-se que Gamba e Tay (do grupo de habitantes de áreas protegidas) possuem parte de sua área de vida tão diversificada quanto os outros indivíduos de áreas não protegidas.

A harmonia entre a composição das áreas de vida com classes naturais e ambientes sob intervenção humana nos seis animais habitantes de fazendas reflete certa tolerância da

espécie à antropização. Seria essa uma solução adotada para aumentar as possibilidades de obtenção de recursos ao invés de ampliar a área de forragemanto. Todavia, para quatro desses lobos, as pastagens exóticas excedem as áreas de campos naturais. Apesar dos campos naturais não ultrapassarem 40% de nenhuma área de vida entre esses animais, a diversidade de ambientes agrícolas intercalados com os ambientes naturais pode propiciar alternativas de frutos e presas disponíveis. Fahrig (2007) apresentou um modelo indicando que uma maior diversidade entre tipos de culturas plantadas poderia aumentar a riqueza de espécies da fauna, se o planejamento agrícola buscar associar essa conformação da paisagem com áreas naturais. Isso incrementaria a heterogeneidade da paisagem de forma positiva, como pode ser que seja o caso da região da Serra da Canastra. Um exemplo prático de mosaico de paisagens do Cerrado gerando condições a carnívoros, incluindo o lobo-guará, foi observado no estado de São Paulo, onde foi evidenciada a importância maior da densidade de bordas na ocorrência de lobo-guará, que da proporção de remanescentes naturais (LYRA-JORGE et al., 2010). Os resultados apresentados pelos autores demonstram a importância do mosaico heterogêneo de classes naturais e antrópicas, porém, a vegetação de campos teve maior importância na Serra da Canastra do que somente as bordas das classes da paisagem.

O indicativo de que os lobos-guarás não utilizaram todo o ambiente disponível, mas apresentaram uma forte seletividade para algumas classes, mostra que a espécie apesar de tolerante, não é extremamente generalista quanto ao uso de habitats, como sugerido em outras localidades (LYRA-JORGE et al., 2010; MASSARA et al., 2012). A partir dos dados obtidos, não observou-se uma relação direta das localizações aos ambientes disponíveis, mas sim algumas classes selecionadas em função dos requerimentos da espécie. A classe mais selecionada foi o campo, escolhido por praticamente todos os indivíduos ($n=10$). Essa foi também a classe mais predominante em diversas áreas de vida e isso poderia refletir na seletividade desta classe. Pasto é a segunda classe mais disponível e foi selecionada por apenas cinco animais. A agricultura (incluindo o café) foi selecionada por três animais somente, Luna, Jurema e Gamba, sendo o último relacionado como espécie com influência de áreas protegidas. Apesar de ser uma das atividades econômicas mais comuns da região, as extensas plantações de café estiveram disponíveis nas áreas de vida de quase metade dos animais, ainda que em proporções muito baixas. Não obstante, ao contrário do que se esperou no estudo, somente um indivíduo (Luna) selecionou preferencialmente essa classe, levando a sugerir que a cultura não gera grandes atrações para a espécie, pouco incorporada às áreas de vida observadas no estudo. Ao contrário do café, as plantações de milho, disponíveis somente parte do ano, seriam de grande valia por atrair roedores e aves terrestres, em especial após a

colheita. Isso corrobora a observação frequente por moradores, de lobos-guarás atravessando campos de milho na época pós colheita, quando as palhas estão nas áreas de plantio.

Ainda, com relação à disposição das classes da paisagem, observou-se que os ambientes de mata (apenas Mata Pioneira e Mata Inicial) compõem uma faixa muito pequena na proporção de habitats disponíveis. A variação para os ambientes florestais é encontrada de 1 a 9% nas áreas de vida, refletindo a baixa associação da espécie a esse tipo de ambientes (COELHO et al., 2008; VYNNE et al, 2011). No entanto, os ambientes florestais são imprescindíveis à biodiversidade do Cerrado (REDFORD; FONSECA, 1986). Os autores indicam *Chrysocyon brachyurus* como uma espécie que pode utilizar áreas florestais, em especial as matas de galeria (a característica das matas observadas nas áreas de vida) todavia, não são dependentes desta classe. Para as áreas de vida dos animais estudados, a contribuição das classes de matas pode ser observada ao gerar, mais recursos alimentares, através de um possível aumento da diversidade de presas (pequenos mamíferos principalmente). A sugestão é apoiada por estudos nessa região que identificaram espécies florestais entre os itens da dieta do lobo-guará (AMBONI, 2007; QUEIROLO; MOTTA-JUNIOR, 2007; JIMENEZ, 2012).

3.4.3 Padrões de atividade

As áreas de vida em mamíferos são definidas por vários fatores, porém indiretamente todos convergem para os requerimentos energéticos. As taxas de metabolismo determinam todo esforço para manter uma área patrulhada, ou pela movimentação na busca por recursos alimentares e interações sociais (BURT, 1943; EWER, 1968). O lobo-guará é uma espécie solitária, mas de alta interação social em seu ambiente, através dos sentidos que o levam na maioria das vezes à interações indiretas (MELO et al., 2007; EMMONS et al. 2012b). Tais interações podem influenciar diretamente em seus padrões de atividade. Além do forrageamento por recursos alimentares, essas interações podem influenciar diretamente os padrões de atividade. Modificações na paisagem representam também fatores que podem definir os ciclos de atividade de um indivíduo (EMMONS, 2012).

Historicamente, o lobo-guará é conhecido como uma espécie com padrões de atividade crepuscular-noturno (Dietz, 1984). No entanto Emmons et al. (2012b) observaram padrões com forte tendência a atividade catemeral (diurna, crepuscular e noturna) na Bolívia, com variações em função da temperatura diária e as inversões na disponibilidade alimentar em função das estações seca e chuvosa. As atividades de forrageamento se estenderam por longas distâncias em temperaturas mais amenas (21 a 28°C), enquanto que a atividade foi

diminuída em temperaturas superiores a essa máxima. O estudo na Bolívia foi conduzido em um parque nacional, com estação seca muito severa, onde as variações sazonais e de temperatura se mostraram mais importantes que a modificação da paisagem. Neste estudo, não foram observados efeitos significativos da temperatura (que tem as estações seca e chuvosa bem definidas), talvez pela região ser uma área muito mais úmida, com disponibilidade de água o ano todo em função das diversas nascentes, pela ampla extensão da rede de drenagem. As poucas particularidades observadas foram em função de temperaturas mais baixas ($< 5^{\circ}\text{C}$) durante noites da estação seca (inverno), que resultaram, em compensação, em maiores picos de atividade durante o dia. Ao contrário, na estação chuvosa, as atividades tiveram picos maiores no período noturno excetuando-se dias de chuvas constantes quando a espécie se mostrou ativa até mesmo no meio do dia (PAULA; DEMATTEO, 2015). Essas foram pequenas variações não observadas como um padrão local para a espécie e, por isso, não foram incluídas nas análises deste estudo. No entanto, observou-se também tendência de padrões de atividade catemeral, através das análises do ritmo circadiano e, principalmente, através das análises de diurnidade. As observações, diferente do amostrado na Bolívia, foram realizadas através de sensores de atividade (baseados na movimentação do indivíduo), enquanto que a investigação conduzida por Emmons et al. (2012b) foi realizada a partir da proximidade de localizações subsequentes. Ainda assim, os resultados se assemelham, com os picos maiores de atividade definidos para entre 00:00 e 07:00 horas e períodos de inatividade entre 09:00 e 16:00 horas, exatamente a mesma faixa observada neste estudo.

Dietz (1984) estudou a atividades dos lobos-guarás na Serra da Canastra 40 anos atrás, exclusivamente nas áreas que são hoje protegidas, mas que, à época de sua investigação, ainda eram ocupadas por proprietários rurais. Apesar de ter baseado suas análises em observações diretas, diferente do observado neste estudo, os lobos apresentaram picos de atividade das 18:00 às 24:00 horas e depois atividade alta, mas menor que os picos anteriores, das 00:00 às 06:00 horas. O período de inatividade foi das 06:00 às 18:00 horas. Em outra área em Minas Gerais, um padrão de atividade noturno foi observado em um casal e um jovem lobo-guará (MELO et al., 2007). As atividades foram observadas das 16:00 às 07:00 horas, com picos das 19:00 às 21:00 horas e das 04:00 às 06:00 horas. É possível que o padrão voltado ao comportamento noturno possa ser uma adaptação momentânea em função dos cuidados parentais com o animal jovem (inferior a 1 ano de idade durante maior parte do tempo estudado). Sendo assim, Dietz (1984) observou um total de 50% de atividade e 50% de inatividade durante o dia, enquanto que Emmons et al. (2012b) encontraram animais ativos

em 52% das horas do dia, e 48% inativos, e Melo et al. (2007) identificaram um padrão geral de 37% do dia em inatividade e 63% em atividade. Este estudo, que avaliou um maior número de animais, e equipados com acelerômetros (possibilitando medições mais precisas dos movimentos por períodos maiores aos observados nos três estudos) apresentou uma média geral de 37% de horas ativas contra 63% do dia em inatividade, diferente dos estudos anteriores e exatamente o contrário avaliado por Melo et al. (2007). As diferenças podem ser indicadas pelas metodologias de estudo, ou pela disponibilidade de recursos, conferida pela proteção de áreas pelo parque nacional e/ou a manutenção de fragmentos de áreas adequadas nas propriedades rurais. Maior abundância de presas ou frutas gera menor desprendimento energético na necessidade de permanecer maior período em atividade forrageando ou patrulhando sua área de vida.

Ao observar períodos de atividade de 15% contra os 85% de inatividade dos Cães Selvagens Africanos (*Lycaon pictus*) e os 34% de atividade e 66% de inatividade entre os coiotes em uma área protegida dos Estados Unidos (MACDONALD et al., 2004), observa-se uma tendência entre canídeos de grande porte, em permanecer maior parte do dia em inatividade, em função da manutenção do balanço energético. Todavia, isso requer grande efetividade na obtenção de recursos versus gasto de energia entre as diversas atividades. Ao comparar as informações de atividade e inatividade dos lobos-guarás deste estudo com os coiotes de Yellowstone, observamos uma semelhança quase que integral, lembrando que coiotes seriam a espécie mais semelhante ao lobo-guará em aspectos sócio-comportamentais, mas com grandes diferenças na ecologia alimentar. Coiotes são quase que exclusivamente carnívoros e predam animais de grande porte, enquanto que o lobo-guará necessita acumular inúmeras presas (de pequeno porte) e complementar seus requerimentos com frutos. Lobos da Etiópia (*Canis simensis*) apresentaram alterações nos padrões de atividade, se tornando mais diurnos em função da disponibilidade de roedores diurnos de grande importância em sua dieta (Sillero-Zubiri; Gottelli, 1995). Emmons et al. (2012a) não encontraram esta associação da diurnidade com a disponibilidade de roedores na Bolívia, para os lobos-guarás, sugerindo que diferentemente dos Lobos da Etiópia, os guarás podem encontrar diversas espécies (mesmos as preferenciais) em qualquer hora do dia na diversidade de ambientes onde vivem. As diferenças encontradas nos padrões de atividade observados para o lobo-guará e os hábitos que se afastam de uma diurnidade, em cada estudo indicam uma alta sensibilidade da espécie às condições locais, seja da temperatura (EMMONS et al., 2012a), de questões biológicas ou outras não definidas (MELO et al., 2007), seja da disponibilidade de recursos (DIETZ, 1984).

Neste estudo, o índice de diurnalidade com média de 0,09 refletiu atividades equilibradas para o lobo-guará no período diurno e noturno, com pouca variação observada entre os indivíduos. Esse é um padrão de atividade diferente do que foi observado em pesquisas anteriores. Os estudos mostraram ausência de diurnalidade, com hábitos quase que exclusivamente noturnos (DIETZ, 1984; MELO et al. 2007), porém variáveis sazonalmente. No entanto, certas sobreposições em algumas estações foram observadas na Bolívia e na Serra da Canastra (EMMONS et al., 2012a). Esta investigação apresentou variações no índice médio de diurnalidade, de -0,02 (Bolt) a 0,19 (Jurema), sendo o primeiro um animal habitante de área protegida e o segundo com influências de paisagens modificadas. Apesar de constituírem apenas 1% dos registros, observou-se ainda marcas extremas no índice com valores chegando a +1 e a -1, com maior oscilação do índice no final do período amostrado (representado pelo indivíduo Bolt exclusivamente). Faz-se necessário salientar que quanto maior a oscilação do índice de diurnalidade, menor a possibilidade de um padrão de atividade definido. Desta forma indica-se pelas informações levantadas, corroboradas pelas análises apresentadas nos actogramas (mais evidentes no de Bolt, Luna, Tay), que o lobo-guará se aproveita bastante da luz do dia para o forrageamento e outras necessidades de patrulhamento, ao contrário do padrão conhecido para a espécie iniciando hábitos mais crepusculares e noturnos. As atividades observadas hoje na Serra da Canastra, conservam os maiores valores de atividade encontrados entre 06:00 e 07:00, uma atividade mais diurna que crepuscular, ainda que um segundo pico, menos intenso, foi observado para o período entre 19:00 e 20:00hs.

Diferenças nos picos de atividade foram evidenciados, apesar de não significativas, entre machos e fêmeas. Ambos os picos foram entre 06:00 e 07:00 horas, porém enquanto os machos permaneceram em atividade intensa das 22:00 às 02:00 horas e depois das 06:00 às 07:00 horas, as fêmeas iniciaram suas atividades mais intensas (com valores superiores ao dos machos) somente a partir das 02:00 horas, atingindo o máximo de atividade às 06:00 horas. É possível que essas pequenas diferenças tenham ocorrido em função da alta sobreposição da área de vida, como uma estratégia de distanciamento físico adotando atividades de pico em horários levemente diferentes. As diferenças entre a atividade de macho e fêmea da mesma forma não foram significativas na região de Galheiros, Minas Gerais. Contudo, as mesmas diferenças foram observadas, incluindo níveis de atividades da fêmea estudada mais elevados que o do macho e em horários diferentes também (MELO et al., 2007). Por outro lado, a Serra da Canastra de 40 anos atrás indicou diferenças significativas nos padrões de atividade de machos e fêmeas, com os machos apresentando-se mais ativos que as fêmeas (DIETZ, 1984).

Apesar de não haverem diferenças significativas nas áreas de vida de machos e fêmeas neste estudo, Melo et al. (2007) observaram a área de vida de uma fêmea maior que a do macho. No presente estudo não houveram diferenças relevantes entre as atividades de machos e fêmeas para uma área sobreposta em quase 100% do espaço. Na outra localidade de Minas Gerais, foram encontradas diferenças com a fêmea permanecendo com maior atividade que o macho, com sua área de vida maior (MELO et al., 2007). Sendo assim, torna-se plausível a associação do tamanho da área de vida com o padrão de atividade de lobo-guará. É possível que o tamanho da área de vida e a disposição de áreas nucleares possam ter uma relação com a porcentagem do dia em atividade. Ao observar neste estudo que a área de vida é estruturada em função da proporção das paisagens naturais com as modificadas, pode-se sugerir uma relação indireta entre os padrões de atividade e as características da paisagem.

Observando as similaridades com lobos-guarás de outras regiões estudadas, o maior diferencial entre os resultados encontrados na Serra da Canastra e nos outros locais, foi com relação ao período de repouso. Este estudo foi o mais preciso na medida do repouso. Enquanto os outros estudos mediram o repouso como inatividade, em função de movimentação inferior a um referencial arbitrário, para lobos-guarás deste estudo na Serra da Canastra os níveis de atividade e seus picos, os de inatividade e repouso foram registrados com frequência e puderam ser separados para este tipo de análise. Sendo assim, pode-se observar que apesar de estarem em período de inatividade, os lobos apresentaram valores medianos de atividade conferindo um “não repouso” absoluto. Dietz (1984) reportou esses pequenos movimentos em deslocamentos de curtas distâncias, considerando isso como atividade intermitente, entre momentos de repouso. Isso configuraria inatividade neste estudo, não um repouso. Não obstante, o período de repouso observado nesta investigação refletiu baixíssima atividade, onde animais não se moveram. E estes períodos diferiram muito entre áreas protegidas e áreas modificadas. Todos os estudos, à exceção de Dietz (1984) foram conduzidos em locais com pouca ou nenhuma interferência humana na paisagem. O período de repouso (tratado como inatividade nos outros trabalhos) foi de aproximadamente doze horas na Bolívia (EMMONS et al. 2012a), oito horas em Galheiros (MELO et al., 2007) e nove horas no passado da Serra da Canastra (Dietz, 1984). Este estudo se assemelhou com todos os outros, com uma média geral de oito horas e meia de repouso. Porém, observando somente o período de repouso em animais habitantes de áreas modificadas, a média é de onze horas, enquanto que os animais com maiores áreas de vida, entre as protegidas pelo parque nacional, possuem seis horas de repouso, corroborando com a observação de que quanto maior a área de vida, maior o período de atividade.

Acredita-se que o período maior de repouso esteja relacionado não somente com o tamanho da área de vida, já que áreas menores, incorreriam em menores distâncias a serem percorridas no forrageamento e patrulhamento, mas com a intensidade das atividades antrópicas. A região onde os lobos-guarás estruturaram sua área de vida (com exceção dos animais com influência do parque), está sujeita a diversas atividades humanas. Apesar da densidade populacional rural não ser grande na região, as atividades são intensas no início e final do dia, com o recolhimento do gado para ordenha no início da manhã e fim da tarde, bem como atividades de colheita manuais ou com maquinário (tratores, colheitadeiras, entre outros). A presença humana pode inibir as atividades dos lobos nas áreas de vida, diminuindo a diurnidade desses indivíduos, e alterando seu ritmo circadiano. Essa teoria pode ser corroborada ao se observar os indivíduos com maior repouso e valores mais baixos de atividade (Henry, Jurema e Miro) com grandes extensões de áreas modificada para a agropecuária. No entanto, Luna que possui a mesma estrutura de área de vida e paisagens utilizadas que o Miro, apresentou nove horas de repouso, sendo um dos animais com menor repouso observados, e o que possui a menor área de vida do estudo. Este animal aparece como exceção para diversas análises, ressaltando como variações individuais são importantes nessa espécie. No outro oposto, Bolt o indivíduo com maior área de vida, habitando quase que em sua totalidade, áreas do parque nacional, apresentou menor período de repouso, composto de três horas.

Observa-se entre os indivíduos com maior repouso, as maiores proporções de ambientes antrópicos (pastagens, agricultura, café), atingindo o máximo no Henry (11 horas de repouso), com 78% de cobertura de sua área de vida por ambientes modificados. Dos três animais, apenas o lobo Miro selecionou as áreas de campo em sua área de vida, sendo que Henry e Jurema utilizaram pastagens (ambos) e agricultura (somente Jurema) mais do que estavam disponíveis. Resultados similares foram observados com os coiotes nos Estados Unidos, onde os maiores percentuais de atividade foram indicados para áreas sem o desenvolvimento humano. Já em áreas rurais sob interferência de atividades agrícolas naquele país refletiram em menores percentuais de atividade e com inversões nos padrões de atividade diurno e noturno para extremamente noturno em resposta às atividades humanas (KITCHEN et al., 2000; MCCLENNEN et al., 2001; PATTERSON et al., 1999). Desta forma, acredita-se que a atividade, além de poder estar sujeita às preferências de um indivíduo, em função da estrutura das áreas de vida, esteja limitada pelas atividades humanas em uma região. As consequências de períodos mais breves de atividade no lobo-guará podem incorrer por um lado em economia de energia,. Entretanto, se longo período de repouso estiverem de fato

vinculados a atividade humana, podem gerar prejuízos energéticos, nutricionais, sócio-comportamentais pela diminuição das atividades diárias destinadas a estes fatores. O equilíbrio ecológico e fisiológico demonstrados pelos requerimentos energéticos, sociais, reprodutivos, incorrendo nas taxas de sobrevivência, estão associados não somente aos padrões de atividade mas também à movimentação dos animais na paisagem (PATTERSON et al., 1999; MCCLENNEN et al., 2001).

3.4.4 Movimentação

As análises de movimentação realizadas neste estudo não se aprofundaram nas interações sociais, importantes para a espécie, porém supérfluas como variáveis que poderiam influenciar as observações relativas ao objetivo desta investigação. Objetivou-se destacar a interferência das paisagens na movimentação de indivíduos. Entretanto, o perfil de movimentação da espécie na região foi levantado, obtendo-se média geral de deslocamento diário de 14 quilômetros, com variação de 10 a 18,5 km entre os indivíduos. Emmons et al. (2012b) observaram na Bolívia uma variação menor, de 7 a 14 km, com uma média geral de 11 quilômetros de deslocamento diário. As diferenças podem, em primeiro lugar terem ocorrido devido às áreas de vida serem maiores em geral, na região deste estudo, mas também pelas particularidades na composição da paisagem e possivelmente em função de economia energética, já que a disponibilidade alimentar no local do estudo da Bolívia é inferior ao da Serra da Canastra quanto à diversidade e abundância de itens (AMBONI, 2007; CASTRO; EMMONS, 2012; JIMENEZ, 2012). Em nenhum dos dois estudos, foram registradas diferenças significativas entre o deslocamento diário de machos e fêmeas, ao contrário de MELO et al. (2007) que encontraram com média de 9 km para a fêmea e 7 km para o macho. Os efeitos da baixa amostragem podem ser um dos responsáveis pela diferença entre este e os outros estudos.

Foram realizadas também análises comparativas no deslocamento diário do grupo de animais de áreas protegidas com o dos lobos habitantes das áreas alteradas. Os animais de áreas protegidas se deslocaram em média 3 quilômetros a mais na média diária, uma diferença pequena, mas de extrema relevância. Acredita-se que os maiores deslocamentos se destacaram nesse grupo em função do tamanho das áreas de vida e principalmente devido à integridade da paisagem. As áreas ocupadas por esses animais são quase homogêneas, com as mudanças de classes entre as categorias de campos, limpo, sujo, rupestre, tão mescladas que nem foram separadas na classificação da paisagem. Sendo assim, as diferenças de deslocamento diário refletem atividades mais intensos. Além da associação com o tamanho

das áreas de vida, sugere-se também uma relação deste perfil de diferenciação, com o observado nos períodos de atividade e repouso. Animais com menos horas de repouso apresentaram maiores deslocamentos diários (Bolt e Loba). A grande exceção para esta avaliação, foi novamente a loba Luna, que contraria a relação direta do deslocamento com o tamanho da área de vida (menor área no estudo), porém corrobora o menor repouso, já que foi o animal com menor período (9 horas) entre os habitantes da matriz antrópica. Em comparação com seu par, o lobo Miro, com quem sobrepõe quase 100% da área de vida (com 10km² a menos), esse macho apresentou 11 horas de período de repouso, mas média de deslocamento de 15 km, contra 12 km da loba Luna.

Nota-se no presente levantamento que o macho em destaque foi o que mais caminhou entre os animais fora de áreas protegidas. Enquanto Luna foi muito seletiva às classes da paisagem de agricultura, café e pasto, o seu par Miro escolheu apenas os campos naturais, refletindo possivelmente a necessidade de se deslocar mais, já que ambas áreas de vida possuem as classes naturais dispersas e fragmentadas na paisagem. Para alcançar os campos, ambientes de preferência, esse indivíduo necessita então contornar ou atravessar manchas de classes modificadas (utilizadas por Luna) e sua atividade das 18:00 às 07:00 horas coincide com o período de inatividade das atividades humanas, sobrepondo apenas um pouco das 05:30 às 07:00, horário de ordenha do gado próximo às sedes das fazendas, não oferecendo riscos aos animais que estão distantes.

A sensibilidade de mamíferos às alterações da paisagem está relacionada com sua habilidade em atravessar a matriz, e essa habilidade está relacionada a diversos fatores, incluindo as respostas comportamentais à variedade de tipos de habitat e seus níveis de perturbação (GEHRING; SWIHART, 2003; NUPP; SWIHART, 2000). Em paisagens agrícolas, carnívoros generalistas como o lobo-guará, com áreas de vida englobando várias manchas de habitats, muitas vezes necessitam avaliar suas trajetórias entre as diversas classes da paisagem, durante movimentos normais de forrageamento e patrulhamento em função da exposição a ameaças entre outros fatores (DICKSON et al., 2005). Remanescentes naturais e a agregação dessas manchas podem facilitar a circulação no mosaico composto com classes antrópicas. Além das áreas naturais, a associação de classes da paisagem, promovendo uma maior heterogeneidade, também podem oferecer ambientes favoráveis a inúmeras espécies representantes da base alimentar para o lobo-guará e, em consequência, tornando a paisagem atrativa à espécie.

Os lobos-guarás ocorrem em áreas de diferentes graus de interferência humana, e como observou-se, têm sua ecologia espacial e atividades sujeitas à alterações em função da

estrutura da paisagem. A fragmentação de habitats naturais ou a alteração da paisagem pode resultar em efeitos de primeira ordem (SAUNDERS et al., 1991), alterando seu comportamento, dispersão até a abundância da espécie (LIMA; ZOLLNER, 1996; YAHNER; MAHAN, 1997). Com o lobo-guará isso pode ocorrer de forma extensiva. Como vimos com os indivíduos mencionados, a proporção de habitats naturais e a seletividade de classes na paisagem incorrem na necessidade de maior circulação em sua área de vida. Isso pode favorecer a maior exposição a fatores externos negativos (conflitos com proprietários rurais, encontros agonísticos com cães domésticos, atropelamentos), aumentando a possibilidade de interferência nos processos ecológicos, biológicos e fisiológicos. Sperscoski et al. (2011) e May-Junior et al. (2009), demonstraram que a produção de cortisol e a concentração de colinesterase em lobos-guará são maiores em animais expostos às paisagens modificadas e sob atividades antrópicas. Niebuhr et al. (2015), indicaram relações diretas dos padrões de movimentação e perda de habitats como fatores associados às taxas de sobrevivência de espécies, interferindo na persistência de um indivíduo em uma área, por efeitos na sua biologia e ecologia. Indicam que as adaptações na maneira que um indivíduo se movimenta em paisagens modificadas e fragmentadas, sejam a chave para amenizar os efeitos negativos das alterações (NIEBUHR et al., 2015).

Assim, os efeitos negativos da paisagem modificada no status da espécie se dá, entre outros meios observados anteriormente, pela forma com que o indivíduo usa e se locomove pela sua área (FAHRIG, 2007). As relações da paisagem com os ambientes naturais, com áreas de vida e com a movimentação foram corroboradas pelos padrões repetitivos de uso do espaço, os periodogramas, que indicam comportamento periódico de forrageamento e patrulhamento observados nos indivíduos (PÉRON et al., 2016). Todos os animais habitantes das áreas protegidas apresentaram periodicidade na movimentação, indicando a repetição das mesmas rotas, definidas na paisagem. Acredita-se que a seletividade de classes preferenciais bem distribuídas na paisagem tem conduzido esse comportamento de movimentação repetitiva (PÉRON et al., 2016). Emmons et al. (2012b) não relataram tal comportamento de uso repetitivo de rotas estabelecidas. Sugere-se que esse comportamento, apesar de moldado pelas características da paisagem, possui grande conotação sócio-comportamental.

A movimentação dos indivíduos na paisagem ocorre pela composição das rotas determinadas por trajetórias periódicas. E as trajetórias, por sua vez, são estruturadas pelos passos dos indivíduos. O comprimento dos passos para os lobos teve em média 1km de extensão. Observou-se um padrão geral de distribuição entre os indivíduos com maior frequência de passos de até 1km de extensão. Somente um animal (Loba) apresentou uma

distribuição de passos mais longos em média. Machos e fêmeas não apresentaram diferenças, refletindo um padrão para a espécie de forma geral, com pequenas variações individuais. Ainda, para os animais habitantes de áreas protegidas, o comprimento de passo foi ligeiramente diferente, apesar de não significativo, com médias em torno de 20% maiores que os animais que utilizam paisagens modificadas. Ainda, os animais das áreas protegidas apresentaram maior frequência de ocorrência de grandes passos (de 2 a 3 km) em um intervalo de tempo de uma a duas horas, com o lobo Bolt atingindo o extremo de um passo dado de 15 km em uma hora, em horário de pico de atividade, apesar de apresentar em geral passos pequenos em média (até 1km).

Contudo, os lobos posicionados nos extremos de maior e menor comprimento de passo foram respectivamente Loba (com média de passo de 2,65 km) e Luna (com 0,33 km). A relação do comprimento de passo com a paisagem foi registrada através dos modelos produzidos e testados. O modelo selecionado que se destacou significativamente foi o da associação da proporção de ambientes naturais com a diversidade de contato de classes, o indicativo dos tipos de ambiente neste estudo. Com os resultados, evidenciou-se que a espécie é sensível à paisagem e que não somente áreas naturais são suficientes para sua presença, mas a composição da paisagem, incluindo classes antrópicas associadas, gerando ambientes diferenciados. Desta forma, notou-se comprimentos de passo próximos da média de 1km, em áreas com proporção de ambientes naturais menores que 50% e até 60% de diversidade de contato de classes. E os maiores passos (acima de 3 km) se encontram em áreas com a associação de 70% de proporção de classes naturais e 70% de diversidade de contato de classes. Individualmente, observou-se algumas variações mesmo entre casais com grande sobreposição de áreas de vida e áreas nucleares. Todavia, apesar de especificidades no uso da paisagem, todos os lobos estudados apresentaram a mesma resposta aos modelos testados, seguindo o mesmo padrão geral. Suas particularidades foram observadas em função da disponibilidade das classes naturais nas áreas de vida. Os modelos refletiram as diferenças na paisagem e no seu uso, como exemplo Loba e Rose, Gamba e Tay que habitam áreas semelhantes, apresentam grandes diferenças no comprimento de passos, devido à sensibilidade individual às interações sociais e outros fatores que podem interferir na atividade e movimentação, além das características da paisagem.

Ainda cabe mencionar dois indivíduos que refletem particularidades. O primeiro, lobo Henry, que apresentou a área de vida com menores proporções de ambientes naturais, respondeu ao modelo de forma que os maiores comprimentos de passo foram encontrados em áreas de alta diversidade de contato, porém com aproximadamente 50 a 60% de classes

naturais. Para o indivíduo que selecionou classes de campo, mata inicial e pasto como classes preferenciais, essa proporção de áreas naturais representou satisfatoriamente o modelo, refletindo o padrão do modelo geral. No entanto, seus maiores passos, de 1,6 km, ainda que acima da média geral, foram os menores entre os animais habitantes de áreas não protegidas.

O outro indivíduo, a loba Luna, seguiu o padrão geral de relação do comprimento de passo com a paisagem, porém de forma peculiar, com passos máximos de 2,2 km, mas com a menor média, de 0,33km de extensão. No entanto, apesar dos maiores comprimentos serem observados em conformidade com o modelo geral, alguns dos maiores comprimentos de passo para o indivíduo foram registrados em valores medianos de proporção de classes naturais e diversidade de contato. Entre os ambientes selecionados, Luna foi o único indivíduo que escolheu somente classes antrópicas da paisagem como ambientes preferenciais. Desta forma, apesar do modelo indicar áreas de alta diversidade e alta proporção de áreas naturais, as preferências individuais apontaram passos mais extensos em áreas não tão adequadas de acordo com o padrão geral encontrado.

A importância do comprimento de passo reflete a relação de uma constância de movimento que é, por sua vez influenciada pelo potencial de percepção do ambiente pelos organismos e pela paisagem. Whittington et al. (2004) observaram alterações na movimentação de lobos cinzentos, tanto na disposição de passos como na tortuosidade dos trajetos percorridos, em função da paisagem modificada por atividades antrópicas. O mesmo foi observado para ursos negros em função de paisagens modificadas para atividades de mineração (CRISTESCU et al., 2016). Em ambos os casos paisagens alteradas incorreram em uma diminuição do comprimento de passo. De posse desta informação entende-se que quanto maior o comprimento, menor a aleatoriedade na movimentação e, assim, maior a constância (WITTINGTON et al., 2004). Em função da pequena margem de limite energético em que o lobo-guará baseia suas atividades diárias sugere-se que a constância de movimentos para essa espécie seja fundamental no forrageamento e patrulhamento de sua área de vida. Isso é corroborado com o perfil de uso repetitivo da paisagem na movimentação como uma maneira de aumentar a efetividade na busca de recursos por um patrulhamento em função do conhecimento aperfeiçoado do espaço (VAN MOORTER et al., 2009; PÉRON et al., 2016).

A composição da paisagem, não somente com relação à disponibilidade de remanescentes naturais, mas também à proporção destes em função da matriz antrópica, indica que a espécie apesar de tolerante à antropização, pode não ser adaptada às atividades humanas intensas, como é sugerido. Observou-se que o lobo-guará encontra formas de contornar as mudanças na paisagem, se adequando às alterações advindas da presença do ser

humano. No entanto, a seletividade de classes específicas (naturais em sua maioria), a sensibilidade na estruturação da área de vida em função da composição da paisagem, as alterações do padrão de atividade, principalmente no repouso e horários de retomada de atividade e o deslocamento diário, são reflexos de que a degradação do espaço disponível tem interferido na conservação da espécie, como em geral ocorre com os carnívoros de maior porte (GEHRING; SWIHART, 2003). Tal influência pode afetar negativamente a viabilidade populacional e taxas de sobrevivência (PATTERSON et al., 1999; MCCLENNEN et al., 2001, PAULA; DESBIEZ, 2013; NIEBUHR et al., 2015). Assim sendo, os resultados apresentados neste estudo destacam a importância que remanescentes naturais exercem na composição de áreas de vida de espécies, ainda que em ambientes com dominância de ambientes antrópicos. Usando o lobo-guará como uma espécie-sentinela, detecções da sensibilidade do ambiente podem ser indicadas para muitos organismos, já que a espécie é definida como generalista em requerimentos de vida. Ao responder a situações em que o ambiente apresente indícios de efeitos ecológicos nocivos, medidas emergenciais de manejo de paisagem devem ser realizadas.

3.5 Conclusões

O tamanho da área de vida do lobo-guará é influenciado por atributos da paisagem, sendo diretamente proporcional à porcentagem de remanescentes naturais e inversamente proporcional à porcentagem de ambientes modificados por atividades humanas.

O número de áreas nucleares não está relacionado à proporção de áreas naturais e antrópicas. O tamanho das áreas nucleares, relativo ao tamanho da área de vida, foi afetado parcialmente. Áreas nucleares são em parte influenciadas pela paisagem modificada. Áreas de intensidade média de utilização (50% das áreas de vida) são diretamente proporcionais à porcentagem de ambiente natural ou alterado disponíveis. Áreas de intensidade de uso alta (5% da área de vida) não possuem relação direta com a proporção natural ou alterada da paisagem.

O padrão geral de atividades da espécie não apresentou grandes alterações em paisagens modificadas. No entanto, houveram alterações relevantes em ritmos específicos de atividades com diferenças significativas no período de repouso, em áreas de ocupação humana.

A movimentação do lobo-guará é afetada pela estrutura da paisagem. Remanescentes naturais isoladamente não contribuem de forma plena com os movimentos. A diversificação da paisagem também é importante, pois quanto mais diversa e preservada, mais persistente a sua movimentação.

Referências

- ADKINS, C.A.; STOTT, P. Home ranges, movements and habitat associations of red foxes *Vulpes vulpes* in suburban Toronto, Ontario, Canada. **Journal of Zoology**, London, v. 244, p. 335-346, 1998.
- AKAIKE, H. A new look at the statistical model identification. **IEEE Transactions on Automatic Control**, Notre Dame, v. 19, n. 6, p. 716-723, 1974.
- ALLEN, J.J.; BEKOFF, M.; CRABTREE, R.L.. An observational study of coyote (*Canis latrans*) scent-marking and territoriality in Yellowstone National Park. **Ethology**, Hamburg, v. 105, p. 289-302, 1999.
- AMBONI, M.P.M. **Dieta, disponibilidade alimentar e padrão de movimentação do lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus*, no Parque Nacional da Serra da Canastra, MG.** 2007. 108 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Manejo e Conservação da Vida Silvestre) - Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.
- ARAGONA, M.; SETZ, E.Z.F. Diet of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus* (Mammalia: Canidae), during wet and dry seasons at Ibitipoca State Park, Brazil. **Journal of Zoology**, London, v. 254, p. 131-136, 2001.
- ATWOOD, T.C. The influence of habitat patch attributes on coyote group size and interaction in a fragmented landscape. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 84, p. 80-87, 2006.
- ATWOOD, T.C.; WEEKS, JR, H.P. Spatial home-range overlap and temporal interaction in eastern coyotes: the influence of pair types and fragmentation. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 81, p. 1589-1597, 2003.
- ATWOOD, T.C.; WEEKS, H.P.; GEHRING, T.M. Spatial ecology of coyotes along a suburban-to-rural gradient. **Journal of Wildlife Management**, Malden, v. 68, n. 4, p. 1000-1009, 2004.
- AZEVEDO, F.C. **Área de vida e organização espacial de lobos-guará (*Chrysocyon brachyurus*) na região do Parque Nacional da Serra da Canastra, Minas Gerais, Brasil.** 2008. 104 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Manejo e Conservação da Vida Silvestre) - Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.
- AZEVEDO, F.C.C.; GASTAL, M.L.A. Hábito alimentar do lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) na APA Gama/Cabeça do Veado. In: LEITE, L.L.; SAITO, C.H. (Ed.).

Contribuição ao conhecimento ecológico do Cerrado. Brasília: UnB, Departamento de Ecologia, 1997. p. 238-240.

BARBOZA, P. S.; ALLEN, M. E.; RODDEN, M.; POJETA, K. Feed intake and digestion in the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*): Consequences for dietary management. **Zoo Biology**, Maiden, v. 13, p. 375-381, 1994.

BENTO, L.F.A.R.A. **Área de vida e territorialidade do lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus* Illiger, 1811) no Parque Nacional da Serra do Canastra, Minas Gerais, Brasil.** 2013. 90 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Manejo e Conservação da Vida Silvestre) - Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

BJØRNERAAS, K.; SOLBERG, E.J.; HERFINDAL, I.; VAN MOORTER, B.; ROLANDSEN, C.M.; TREMBLAY, J.P.; SKARPE, C.; SÆTHER, B.E.; ERIKSEN, R.; ASTRUP, R. Moose *Alces alces* habitat use at multiple temporal scales in a human-altered landscape. **Wildlife Biology**, Lund, v. 17, n. 1, p. 44-54, 2011.

BOYDSTON, E.E.; KAPHEIM, K.M.; SZYKMAN, M.; HOLEKAMP, K. E. Individual variation in space use by female spotted hyenas. **Journal of Mammalogy**, Oxford, v. 84, p. 1006–1018, 2003.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa nº 003, de 17 de dezembro de 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. **Diário Oficial da União**, Brasília, 18 dez. 2014. Seção 1, p. 121-126.

_____. **Mapeamento do uso e cobertura da terra do Cerrado – Projeto TerraClass Cerrado 2013.** Brasília, 2015. 69 p.

BROOMHALL, L.S.; MILLS, M.G.L.; TOIT, J.T.D. Home range and habitat use by cheetahs (*Acinonyx jubatus*) in the Kruger National Park. **Journal of Zoology**, London, v. 261, p. 119-128, 2003.

BURNNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. **Model selection and multimodel interference: a practical information-theoretic approach.** New York: Springer-Verlag, 1998. 515 p.

BURT, W.H. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. **Journal of Mammalogy**, Oxford, v. 24, n. 3, p. 346-352, 1943.

CALENGE, C. The package ‘adehabitat’ for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. **Ecological modeling**, Towson, v. 197, p. 516–519, 2006.

CALENGE, C.; DRAY, S.; ROYER-CARENZI, M. The concept of animals’ trajectories from a data analysis perspective. **Ecological Informatics**, Adelaide, v. 4, p. 34–41, 2015.

CARBONE, C.; MACE, G.M.; ROBERTS, S.C.; MACDONALD, D.W. Energetic constraints on the diet of terrestrial carnivores. **Nature**, New York, v. 402, p. 286–288, 1999.

CARBONE, C.; TEACHER, A.; ROWCLIFFE, J.M. The costs of carnivory. **PLoS Biology**, San Francisco, v. 5, n. 2, p. 363-368, 2007.

CARVALHO, C.T.; VASCONCELLOS, L.E.M. Disease, food and reproduction of the maned wolf - *Chrysocyon brachyurus* (Illiger)(Carnivora, Canidae) in Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 12, p. 627-640, 1995.

CASTRO, J. M.; EMMONS, L. H. Variation in diet and resources. In: EMMONS, L.H. **The Maned Wolves of Noel Kempff Mercado National Park**. Washington DC: Smithsonian Institute Scholarly Press, 2012. p.37-55.

CAVALLINI, P. Variation in the social system of the red fox. **Ethology Ecology & Evolution**, Firenze, v. 8, p. 323–342, 1996.

CHADWICK, J.; FAZIO, B.; KARLIN, M. Effectiveness of GPS-based telemetry to determine temporal changes in habitat use and home-range sizes of red wolves. **Southeastern Naturalist**, Steuben, v. 9, n. 2, p. 303-316, 2010.

COELHO, C.M.; DE MELO, L.F.B.; SÁBATO, M.A.L.; MAGNI, E.M.V.; HIRSCH, A.; YOUNG, R.J. Habitat use by wild maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) in a transition zone environment. **Journal of Mammalogy**, Oxford, v. 89, n. 1, p. 97-104, 2008.

COUTINHO, L.M. O conceito de cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 1, p. 17-23, 1978.

CRISTESCU, B.; STENHOUSE, G. B.; BOYCE, M. S. Large Omnivore Movements in Response to Surface Mining and Mine Reclamation. **Scientific reports**, London, v. 6, p. 19177-19187, 2016.

CROOKS, K. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. **Conservation Biology**, Washington, v. 16, p. 488-502, 2002.

DICKSON, B.G.; JENNESS, J.S.; BEIER, P. Influence of vegetation, topography, and roads on cougar movement in southern California. **Journal of Wildlife Management**, Malden, v. 69, p. 264–276, 2005.

DIETZ, J.M. Ecology and social organization of the Maned Wolf (*Chrysocyon brachyurus*). **Smithsonian Contributions to Zoology**, Washington DC, v. 392, p. 1-51, 1984.

DONCASTER, C.P.; MACDONALD, D.W. Drifting territoriality in the red fox *Vulpes vulpes*. **Journal of Animal Ecology**, London, v. 60, p. 423–439, 1991.

DREW, G.S; BISSONETTE, J.A. Winter activity patterns of American martens (*Martes americana*): rejection of the hypothesis of thermal-cost minimization. **Canadian Journal of Zoology**, Quebec, v. 75, n. 5, p. 812-816, 1997.

EMMONS, L.H. **The Maned Wolves of Noel Kempff Mercado National Park**. Washington: Smithsonian Institute Scholarly Press, 2012. 150 p.

EMMONS, L.H.; CHÁVEZ, V.; DEL AGUILA, L.F.; ANGULO, S. Activity patterns. In: EMMONS, L.H. **The Maned Wolves of Noel Kempff Mercado National Park**. Washington: Smithsonian Institute Scholarly Press, 2012a. p. 15-24.

EMMONS, L.H.; CHÁVEZ, V.; DEL AGUILA, L.F.; ANGULO, S.; MUIR, M.J. Ranging patterns. In: EMMONS, L.H. **The Maned Wolves of Noel Kempff Mercado National Park**. Washington: Smithsonian Institute Scholarly Press, 2012b. p. 25-36.

EWER, R.F. **Ethology of mammals**. London: Legos Press, 1968. 418 p.

_____. **The carnivores**. New York: Cornell University Press. 1998. 544 p.

FAHRIG, L. Non-optimal animal movement in human altered landscapes. **Functional Ecology**, London, v. 21, n. 6, p. 1003-1015, 2007.

FERRAZ, K.M.P.M.B.; FERRAZ, S.F.B.; MOREIRA, J.R.; VETTORAZZI, C.A.; VERDADE, L.M. Capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) distribution in agroecosystems: a cross-scale habitat analysis. **Journal of Biogeography**, Malden, v. 34, p. 223-230. 2007.

FERREIRA, M.E.; FERREIRA JR, L.G.; FERREIRA, N.C.; ROCHA, G.F.; NEMAYER, M. Desmatamentos no bioma Cerrado: uma análise temporal (2001-2005) com base nos dados MODIS-MOD13Q1. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, São José dos Campos. **Anais...** São José dos Campos: SBSR; INPE, 2007. p. 3877-3883.

FLEMING, C.H.; CALABRESE, J. M. **CTMM: continuous-time movement modeling. R package version 0.2**, v. 8. 2015. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/ctmm/ctmm.pdf>>. Acesso em: 12 dez. 2015.

FLEMING, C.H.; CALABRESE, J.M.; MUELLER, T.; OLSON, K.A.; LEIMGRUBER, P.; FAGAN, W.F. From fine-scale foraging to home ranges: a semivariance approach to identifying movement modes across spatiotemporal scales. **The American Naturalist**, Chicago, v. 183, n. 5, p. E154-E167, 2014.

FLEMING, C.H.; FAGAN, W. F.; MUELLER, T.; OLSON, K. A.; LEIMGRUBER, P.; CALABRESE, J. M. Rigorous home range estimation with movement data: a new autocorrelated kernel density estimator. **Ecology**, London, v. 96, p. 1182-1188, 2015.

FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A.B.; COSTA, C.M.R.; MACHADO, R.B.; LEITE, Y.L.R. **Livro vermelho dos mamíferos brasileiros ameaçados de extinção**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 1994. 459 p.

FUNK, S.M.; FIORELLO, C.V; CLEAVELAND, S.; GOMPPER, M.E. 2001. The role of disease in carnivore ecology and conservation. In GITTLEMAN, J.L. **Carnivore conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. p. 241–281.

GEHRING, T.M.; SWIHART, R.K. Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. **Biological Conservation**, Massachusetts, v. 109, p. 283–295, 2003.

GRASS DEVELOPMENT TEAM. **Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) software, version 6.4.4**. Open Source Geospatial Foundation, 2014. Disponível em <<http://grass.osgeo.org>>. Acesso em 01 jan. 2015.

HOOGENBOOM, I.; DAAN, S.; DALLINGA, J.H.; SCHOENMAKERS, M. Seasonal change in the daily timing of behaviour of the common vole, *Microtus arvalis*. **Oecologia**, Berlin, v. 61, n. 1, p. 18-31, 1984.

INSTITUTO BRASILEIRO DE DESENVOLVIMENTO FLORESTAL - IBDF. **Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra da Canastra**. Brasília, 1981. 96 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS - IBAMA. **Parque Nacional da Serra da Canastra**: revisão do plano de manejo. Brasília, 2005. 250 p.

JÁCOMO, A.T.A. **Nicho alimentar do lobo guará (*Chrysocyon brachyurus* Illiger, 1811) no Parque Nacional das Emas**. 1999. 33 p. Dissertação (Mestrado em Biologia) - Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 1999.

JACOMO, A.T.A.; KASHIVAKURA, C.K.; FERRO, C.; FURTADO, M.M.; ASTETE, S.P.; TORRES, N.M.; SOLLMANN, R.; SILVEIRA, L. Home range and spatial organization of Maned Wolves in the Brazilian grasslands. **Journal of Mammalogy**, Oxford, v. 90, p. 150-157, 2009.

JIMENEZ, K.M.O. **Relação entre área de vida e recurso alimentar do lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) na borda e em torno do Parque Nacional da Serra da Canastra, Minas Gerais, Brasil**. 2012. 39 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Manejo e Conservação da Vida Silvestre) - Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

JUAREZ, K.M.; MARINHO-FILHO, J. Diet, habitat use, and home ranges of sympatric canids in central Brazil. **Journal of Mammalogy**, Oxford, v. 83, p. 925-933, 2002.

KERNOHAN, B.J.; GITZEN, R.A.; MILLSPAUGH J.J. Analysis of animal space use and movements. In: MILLSPAUGH, J.J.; MARZLUFF, J.M. **Radio tracking and animal populations**. San Diego: Academic Press, 2001. p. 125-166.

KITCHEN, A.; GESE, E.M.; SCHAUSTER, E.R. Changes in coyote activity patterns due to reduced exposure to human persecution. **Canadian Journal of Zoology**. Toronto. v. 78, p. 853-857, 2000.

KLEIMAN, D.G.; EISENBERG, J.F. Comparisons of canid and felid social systems from an evolutionary perspective. **Animal Behaviour**, Bristol, v. 21, p. 637-659, 1973.

KLINK, C.A. Policy intervention in the Cerrado Savannas of Brazil: changes in land use and effects on conservation. In: CONSORTE-MCCREA, A.; FERRAZ, E. (Ed.). **Ecology and conservation of the Maned Wolf**: multidisciplinary perspectives. London: CRC Press, 2013. p. 293-307.

KOEHLER, G.M.; PIERCE, D.J. Black bear home range sizes in Washington: climatic, vegetative and social influences. **Journal of Mammalogy**, Oxford, v. 84, p. 81-91, 2003.

LANGLEY, R.B. Dilution of precision. **GPS World**, New Brunswick, v. 10, n. 5, p. 52-59, 1999.

LIMA, S.L.; ZOLLNER, P.A. Towards a behavioral ecology of ecological landscapes. **Trends in Ecology and Evolution**, Maryland, v. 11, p. 131–135, 1996.

LOGAN, K.A.; SWEANOR, L.L. **Desert Puma**: evolutionary ecology and conservations of an enduring carnivore. Washington: Island Press, 2001. 463 p.

LYRA-JORGE, M.C.; RIBEIRO, M.C.; CIOCHETI, G.; TAMBOSI, L.R.; PIVELLO, V.R. Influence of multi-scales landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, Ciudad Real, v. 56, p. 359–368, 2010.

MACDONALD, D.W. The ecology of carnivore social behaviour. **Nature**, New York, v. 301, p. 379–384, 1983.

MACDONALD, D.W.; SILLERO-ZUBIRI, C. Dramatis personae - wild canids - an introduction and dramatis personae. In: _____. **The biology and conservation of wild canids**. Oxford: Oxford University Press. 2004. p. 3-36.

MACDONALD, D.W.; CREEL, S.; MILLS, M.G.L. Society - canid society. In: MACDONALD, D.W.; SILLERO-ZUBIRI, C. **The biology and conservation of wild canids**. Oxford: Oxford University Press. 2004. p. 85-106.

MANTOVANI, J. E. **Telemetria convencional e via satélite na determinação da área de vida de três espécies de carnívoros da região nordeste do Estado de São Paulo**. 2001. 133 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2001.

MASSARA, R.L.; PASCHOAL, A.M.O.; HIRSCH, A.; CHIARELLO, A.G. Diet and habitat use by maned wolf outside protected areas in eastern Brazil. **Tropical Conservation Science**, México, v. 5, n. 3, p. 284-300, 2012.

MAY-JÚNIOR, J.A.; SONGSASEN, N.; AZEVEDO, F.C.; SANTOS, J.P.; PAULA, R.C.; RODRIGUES, F.H.G.; RODDEN, M.D.; WILDT, D.E.; MORATO, R.G. Hematology and blood chemistry parameter differs in free-ranging maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) living in the Serra da Canastra National Park (Brazil) versus adjacent farmlands. **Journal of Wildlife Diseases**, Lawrence, v. 45, p. 81-90. 2009.

MAZZOLLI, M.; GRAIPEL, M. E.; DUNSTONE, N. Mountain Lion depredation in Southern Brazil. **Biological Conservation**, Massachusetts, v. 105, p. 43-51. 2002.

MCCLENNEN, N.; WIGGLESWORTH, R.R.; ANDERSON, S.H.; WACHOB, D.G. The effect of suburban and agricultural development on the activity patterns of coyotes (*Canis latrans*). **American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 146, p. 27–36. 2001.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B.J. FRAGSTATS. **Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Oregon: USDA, U.S. Forest Service, 1995. 132 p. (General Technical Report, PNW 351).

MCNAB, B.K. Bioenergetics and the determination of home range size. **The American Naturalist**, Chicago, v. 97, p. 133-140, 1963.

MELO, L.F.B.; SABATO, M.A.L.; MAGNI, E.M.V.; YOUNG, R.J.; COELHO, C.M. Secret lives of maned wolves (*Chrysocyon brachyurus* Illiger 1815): as revealed by GPS tracking collars. **Journal of Zoology**, London, v. 271, p. 27-36, 2007.

MITCHELL, M.S.; POWELL, R.A. Optimal use of resources structures home ranges and spatial distribution of black bears. **Animal Behaviour**, Bristol, v. 74, p. 219-230, 2007.

MIZUTANI, F.; JEWEL, P.A. Home-range and movements of leopards (*Panthera pardus*) on a livestock ranch in Kenya. **Journal of Zoology**, Malden, v. 244, p. 269-286, 1998.

MORELLET, N.; VAN MOORTER, B.; CARGNELUTTI, B.; ANGIBAULT, J. M.; LOURTET, B.; MERLET, J.; LATED, S.; HEWISON, A. M. Landscape composition influences roe deer habitat selection at both home range and landscape scales. **Landscape Ecology**, Tempe, v. 26, n. 7, p. 999-1010, 2011.

MORTELLITI, A.; BOITANI, L. Interaction of food resources and landscape structure in determining the probability of patch use by carnivores in fragmented landscapes. **Landscape Ecology**, Tempe, v. 23, n. 3, p. 285-298, 2008.

MOTA, L.D.; PAULA, R.C. **Serra da Canastra**. São Paulo: Aori, 2006. 200 p.

MOTTA-JÚNIOR, J.C. Ecologia alimentar do lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus* (Mammalia: Canidae). In: ENCONTRO ANUAL DE ETOLOGIA, 15., 1997, São Carlos. **Anais...**: São Carlos: SBET, 1997. p. 197-209.

MOTTA JR., J.C., TALAMONI, S.A., LOMBARDI, J.A.; SIMOKOMAKI, K. Diet of the maned wolf *Chrysocyon brachyurus*, in central Brazil. **Journal of Zoology**. London, v. 240, p. 277-284. 1996.

MOTTA JUNIOR, J.C.; MARTINS, K.; LEVEY, D.J.; SILVA, W.R.; GALETTI, M. The frugivorous diet of the maned wolf in Brazil. In: LEVEY, D.J.; SILVA, W.R.; GALETTI, M. (Ed.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. Wallingford: CABI, 2002. p. 291-303.

MOYER, M.A.; MCCOWN, J.W.; OLI, M.K. Factors influencing home range size of a female Florida black bears. **Journal of Mammalogy**, Oxford, v. 88, p. 468-476, 2007.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.G.; MITTERMEIER, G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, New York, v. 403, p. 853-858, 2000.

NIEBUHR, B. B.; WOSNIACK, M. E.; SANTOS, M. C.; RAPOSO, E. P.; VISWANATHAN, G. M.; DA LUZ, M. G.; PIE, M. R. Survival in patchy landscapes: the interplay between dispersal, habitat loss and fragmentation. **Scientific reports**, London, v. 5, p. 11898-11908, 2015.

NUPP, T.E.; SWIHART, R.K. Landscape-level correlates of small-mammal assemblages in forest fragments of farmland. **Journal of Mammalogy**, Oxford, v. 81, p. 512-526, 2000.

O'DONOGHUE, M., BOUTIN, S.; KREBS, C. J.; MURRAY, D.L.; HOFER, E.J. Behavioral responses of coyotes and lynx to the snowshoe hare cycle. **Oikos**, Lund, v. 82, p. 169–183, 1998.

PALMEIRA, F.B.L.; CRAWSHAW JR., P.G; HADDAD, C.M; FERRAZ, K.M.P.M.B.; VERDADE, L.M. Cattle depredation by puma (*Puma concolor*) and jaguar (*Panthera onca*) in central-western Brazil. **Biological Conservation**, Massachusetts, v. 141, p. 118-125. 2008.

PATTERSON, B.R.; BONDRUP-NIELSEN, S.; MESSIER, F. Activity patterns and daily movements of the eastern coyote, *Canis latrans*, in Nova Scotia. **Canadian Field-Naturalist**, Ottawa, v. 113, p. 251–257, 1999.

PAULA, R.C.; DESBIEZ, A. Population viability analysis. in: consorte-mccrea, a.; ferraz, e., **ecology and conservation of the maned wolf: multidisciplinary perspectives**. London: CRC Press, 2013. p. 15-34.

PAULA, R.C., RODRIGUES, F.H.G.; QUEIROLO, D.; JORGE, R.P.S.; LEMOS, F.G.; RODRIGUES L.A. Avaliação do estado de conservação do Lobo-guará *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, Brasília, v. 3, p. 146-159. 2013.

PÉRON, G.; FLEMING, C.H.; PAULA, R.C.; CALABRESE, J.M. Uncovering periodic patterns of space use in animal tracking data with periodograms, including a new algorithm for the Lomb-Scargle periodogram and improved randomization tests. **Movement Ecology**, 2016. In press. DOI: 10.1186/s40462-016-0084-7.

POWELL, R.A. Black bear home range overlap In North Carolina and the concept of home range applied to black bears. **International Conference on Bear Research and Management**, Victoria, v. 7, p. 235–242, 1987.

_____. Animal home ranges and territories and home range estimators. In: BOITANI, L.; FULLER, T.K. (Ed.). **Research techniques in animal ecology**. New York: Columbia University Press, 2000. p. 65–110.

_____. Movements, home ranges, activity, and dispersal. In: BOITANI, L.; POWELL R.A. (Ed.). **Carnivore ecology and conservation: a handbook of techniques**. Oxford: Oxford University Press, 2012. p. 188–217.

PRATES-JÚNIOR, P.S.H. **Diversidade genética e evolutiva do lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*)**. 2008. 71 p. Tese (Doutorado em Zoologia) - Faculdade de Biociências, Pontificia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

QUEIROLO, D.; MOTTA-JUNIOR, J.C. Prey availability and diet of maned wolf in Serra da Canastra National Park, southeastern Brazil. **Acta Theriologica**, Berlin, v. 52, n. 4, p. 391-402, 2007.

QUEIROLO, D.; MOREIRA, J.R.; SOLER, L.; EMMONS, L.H.; RODRIGUES, F.H.G.; PAUTASSO, A.S.A; CARTES, J. L.; SALVATORI, V. Historical and current range of the Near Threatened maned wolf *Chrysocyon brachyurus* in South America. **Oryx**, Cambridge, v. 45, n. 2, p. 296-303. 2011.

QUIGLEY, H.B.; CRAWSHAW JR, P.G. A conservation plan for the jaguar *Panthera onca* in the Pantanal region of Brazil. **Biological Conservation**, Massachusetts, v. 61, p. 149-157, 1992.

RANVAUD, R.D.; BUCHER, E.H. Explosions of the eared dove: the unique case in southeast Brazil. **Acta Zoologica Sinica**, Oxford, v. 52, p. 568-569. 2006.

REDFORD, K.H.; DA FONSECA, G.A. The role of gallery forests in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. **Biotropica**, Malden, 126-135, v. 18, n. 2, p. 126-135, 1986.

RILEY, S.P.; SAUVAJOT, R. M.; FULLER, T.K.; YORK, E.C.; KAMRADT, D.A.; BROMLEY, C.; WAYNE, R. K. Effects of urbanization and habitat fragmentation on bobcats and coyotes in southern California. **Conservation Biology**, Washington, v. 17, n. 2, p. 566-576, 2003.

ROCHA, F.L. **Área de uso e seleção de habitats de três espécies de carnívoros de médio porte na Fazenda Nhumirim e arredores, Pantanal da Nhecolândia, MS**. 2006. 109 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Corumbá, 2006.

RODRIGUES, F.H.G. **Biologia e conservação do lobo-guará na Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF**. 2002. 105 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

RODRIGUES, F.H.G.; OLIVEIRA, T.G.. Unidades de conservação e seu papel na conservação de carnívoros brasileiros. In: WORKSHOP DE PESQUISA PARA A CONSERVAÇÃO DE CARNÍVOROS NEOTROPICAIS, 1., 2006, São Paulo. **Manejo e conservação de carnívoros neotropicais: anais...** São Paulo: Edições IBAMA, 2006. p. 97-110.

RODRIGUES, F.H.G.; DESBIEZ, A.L.J.; GRANDO, R.L.S.C.; LACERDA, A.C.R.; HASS, A.; SILVA, W.R. Conservation of a population of maned wolves, *Chrysocyon brachyurus*, on a small reserve in the Cerrado. In: CONSORTE-MCCREA, A.; FERRAZ, E. **Ecology and conservation of the Maned Wolf: multidisciplinary perspectives**. London: CRC Press, 2013. p. 131-152.

ROGOWITZ, G.L. Locomotor and foraging activity of the white-tailed jackrabbit (*Lepus townsendii*). **Journal of Mammalogy**, Oxford, v. 78, p. 1172-1181, 1997.

ROMME, W.H. Fire and landscape diversity in subalpine forests of Yellowstone National Park. **Ecological Monographs**. Washington, D.C. v. 52, p.199-221. 1982.

SANTOS, E.F. **Ecologia alimentar e dispersão de sementes pelo lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*, Illiger, 1811) em uma área rural no sudeste do Brasil (Carnivora: Canidae)**. 1999. 68 p. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Departamento de Zoologia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 1999.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, Washington, v. 5, p. 18-32, 1991.

- SHIVIK, J.A.; CRABTREE, R.L. Coyote activity levels in relation to presence of California Gulls at Mono Lake, California. **California Fish Game**, Berkeley, v. 81, p. 22–28, 1995.
- SILLERO-ZUBIRI, C.; GOTTELLI, D. Diet and feeding behaviour of Ethiopian wolves (*Canis simensis*). **Journal of Mammalogy**, Oxford, v. 76, p. 531–541, 1995.
- SILLERO-ZUBIRI, C.; MACDONALD, D.W. Scent-marking and territorial behaviour of Ethiopian wolves *Canis simensis*. **Journal of Zoology**, London, v. 245, p. 351–361, 1998.
- SILVA, J.J.C. **Study on the Blackbird (*Agelaius ruficapillus* Viellot–Emberizidae, Aves) in the rice production area of southern Rio Grande do Sul, Brazil**: basis for a population control management program. Wageningen: Landbouw Universiteit, 1999. 116 p.
- SILVEIRA, L. **Ecologia e conservação dos mamíferos carnívoros do Parque Nacional das Emas**. 1999. 125 p. Dissertação (Mestrado em Biologia) - Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 1999.
- SILVERMAN, B.W. **Density estimation for statistics and data analysis**. Boca Raton: Chapman & Hall, 1986. 176 p.
- SPERCOSKI, K.M.; MORAIS, R.N.; MORATO, R.G.; DE PAULA, R.C.; AZEVEDO, F.C., MAY-JÚNIOR, J.A.; SANTOS, J.P.; REGHELIN, A.L.; WILDT, D.E.; SONGSASEN, N. Adrenal activity in maned wolves is higher on farmlands and park boundaries than within protected areas. **General and Comparative Endocrinology**, Denver, v.179, p. 232–240, 2011.
- TIGAS, L.A.; VAN VUREN, D.H.; SAUVAJOT, R.M. Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. **Biological Conservation**, Washington, v. 108, n. 3, p. 299–306, 2002.
- TURCHIN, P. **Quantitative analysis of movement**: measuring and modeling population redistribution in animals and plants. Sutherland: Sinauer Associates, 1998. 408 p.
- VAN DER MEER, E.; RASMUSSEN, G.S.A.; FRITZ, H. Using an energetic cost-benefit approach to identify ecological traps: the case of the African wild dog. **Animal Conservation**, London, v. 18, n. 4, p. 359–366, 2015.
- VAN DYKE, F.G.; BROCKE, R.H.; SHAW, H.G. Use of road track counts as indices of mountain lion presence. **Journal of Wildlife Management**, Malden, v. 50, p. 102–109, 1986.
- VAN MOORTER, B.; VISSCHER, D.; BENHAMOU, S.; BÖRGER, L.; BOYCE, M. S.; GAILLARD, J. M. Memory keeps you at home: a mechanistic model for home range emergence. **Oikos**, Lund, v. 118, n. 5, p. 641–652, 2009.
- VYNNE, C.; KEIM, J.L.; MACHADO, R.B.; MARINHO-FILHO, J.; SILVEIRA, L.; GROOM, M.J.; WASSER, S.K. Resource selection and its implications for the wide-ranging mammals of the Brazilian Cerrado. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 6, n. 12, p. e28939, 2011.
- WHITE, G.C.; GARROTT, R.A. **Analysis of wildlife radio-tracking data**. San Diego: Academic Press, 1990. 382 p.

WHITE, P.C.L.; HARRIS, S. Encounters between red foxes (*Vulpes vulpes*): implications for territory maintenance, social cohesion and dispersal. **Journal of Animal Ecology**, London, v. 63, p. 315-327, 1994.

WHITTINGTON, J.; ST CLAIR, C. C.; MERCER, G. Path tortuosity and the permeability of roads and trails to wolf movement. **Ecology and Society**, Wolfville, v. 9, p. 4-19, 2004.

WORTON, B.J. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home range studies. **Ecology**, New York, v. 70, p. 164-168, 1989.

YAHNER, R.H.; MAHAN, C.G. Behavioral considerations in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, Washington, v. 11, p. 569–570, 1997.

Apêndices

Apêndice A - Script 1: Análises de semi-variância, geração de áreas de vida (AKDE) e áreas nucleares

```
###Exploratory analysis##
```

```
require(ctmm)
require(rgdal)
require(raster)
setwd()
```

```
MW<-read.csv("file.csv")
MW_total<-as.telemetry(MW,timezone="GMT",projection=NULL)
View(MW)
```

```
##### Maned Wolf 1 #####
```

```
## MW1-Ploting and semivariance analysis ##
MW1<-MW_total[[a]] # a= individual column
plot(MW1)
```

```
## Semivariance analysis ##
```

```
var.MW1<-variogram(MW1)
plot(var.MW1,fraction=0.005, alpha=0.05) # plotting variogram with
                                           different time length and
                                           confidence interval)
variogram.fit(var.MW1) # adjusted variogram for the best tau position
```

```
##Model fitting-MW1##
```

```
m0<-ctmm(sigma=value1) # value1 provided by variogram.fit (sigma variance)
m1<-ctmm(sigma=value1,tau=value2) # value2 provided by variogram.fit (tau
                                position)
m2<-ctmm(sigma=value1,tau=c(value2,value3)) # value3 provided by
                                           variogram.fit (tau velocity)

# plotting models on top of variogram #
plot(var.MW1,CTMM=list(m0,m1,m2),fraction=0.65,alpha=0.5,col.CTMM=c("red","
green","black"))
plot(var.MW1,CTMM=list(m0,m1,m2),fraction=0.02,alpha=0.5,col.CTMM=c("red","
green","black"))
```

```
##Model Fitting and Selection-MW1##
```

```
M0<-ctmm.fit(MW1,m0)
summary(M0)
M1<-ctmm.fit(MW1,m1)
summary(M1)
M2<-ctmm.fit(MW1,m2)
summary(M2)
TAB<-rbind(c(M0$AICc,M0$DOF.mu),c(M1$AICc,M1$DOF.mu),c(M2$AICc,M2$DOF.mu))
colnames(TAB)<-c("AICc","DOF(mu)")
rownames(TAB)<-c("M0","M1","M2")
TAB
```

```
# plotting fitted models on top of variogram #
plot(var.MW1,CTMM=list(M0,M1,M2),col.CTMM=c("red","green","black"),fraction
=0.65,alpha=0.5)
plot(var.MW1,CTMM=list(M0,M1,M2),col.CTMM=c("red","green","black"),fraction
=0.002,alpha=0.5)
```

```
## Generating home range AKDE-MW1##
```

```

akde.MW1<-akde(MW1,M2) # M2 = selected model
summary(akde.MW1)
plot(MW1, AKDE=akde.MW1,alpha.HR=0.05,bty="n")

## Generating and exporting UD rasters ##

ras.MW1<-raster.akde(akde.MW1,CI="ML")
plot(ras.MW1)

writeRaster(ras.MW1,filename = "MW1_ras.img", format="HFA", folder="your
choice")

## Generating, plotting and exporting polygons of 95% HR and 50% / 5% core
areas ##

pol.MW1<-SpatialPolygonsDataFrame.akde(akde.MW1,alpha.HR=0.05)
pol.MW1_50<-SpatialPolygonsDataFrame.akde(akde.amadeo,alpha.HR=0.50)
pol.MW1_5<-SpatialPolygonsDataFrame.akde(akde.amadeo,alpha.HR=0.95)

plot(pol.MW1, col="green")
plot(pol.MW1_50,col="blue", add=T)
plot(pol.MW1_5,col="red", add=T)

writeShapefile.akde(akde.MW1,folder="yourchoice", file="MW1_ 95", alpha.HR
= 0.05)
writeShapefile.akde(akde.amadeo, folder="yourchoice",file="MW1_
50",alpha.HR = 0.50)
writeShapefile.akde(akde.amadeo, folder="yourchoice",file="MW1_05",alpha.HR
= 0.95)

```

Apêndice B - Script 2 – Análises comparativas das áreas de vida em função do sexo e grupos vinculados a áreas protegidas e não protegidas

```

library(rjags)
library(coda)

# Set working directory where source code is located

# Calculate average HR between groups and compare distributions

# Welch T-test

## FEMALES VS MALES ## PROTECTED VC NON PROTECTED
###a=female or protected areas
###b=male or non-protected

##Get values to use as priors##

## females ## protected ##

set.seed(45)
a<-c(#values of means#)
n.a<-length(a)
avg.a<-mean(a)
sd.a<-sd(a)

## males ## non-protected ##

b<-c("values of means")
n.b<-length(b)
avg.b<-mean(b)
sd.b<-sd(b)

##The values##

n1<-n.a ##number of females
n2<-n.b ##number of males
mu1<-avg.a ##mean for females##
mu2<- avg.b ##mean for males##
sigma1<-sd.a ##SD for females##
sigma2<-sd.b ##SD for males##

n<-n1+n2 ##Total sample size##
y1<-rnorm(n1,mu1,sigma1) ##Data for females##
y2<-rnorm(n2,mu2,sigma2) ##Data for males##

y<-c(y1,y2) ##aggregate both datasets##
x<-rep(c(0,1),c(n1,n2)) ##Indicator for male##

boxplot(y~x,ylab="log Area de Vida (Km2) - 95%", axes=F)
axis(1, at=1:2, labels=c("Females", "Males"))
axis(2, at=seq(#min value, max value, interval))
box()

##Performing Welch t-test
t.test(y~x)

```


Apêndice C - Script 3 – Análises das áreas de vida em função das classes da paisagem

```
### importing data ##

setwd("your directory")

life.area <- read.table("your home range file clipped to landscpae
layer", sep=",", header=T)

#names(life.area)

### HR vs grassland
par(mfrow=c(1,2))

with(life.area, plot(area.akde.km2.avg~campo.16.relative), Axis=FALSE,
+ xlab="Proporcao de Campo", ylab="Area de Vida (Km2)")

with(life.area, abline(lm(area.akde.km2.avg~campo.16.relative)))

with(life.area, summary(lm(area.akde.km2.avg~campo.16.relative)))

###HR vs pasture
par(mfrow=c(1,2))

with(life.area, plot(area.akde.km2.avg~pasto.31.relative))

with(life.area, abline(lm(area.akde.km2.avg~pasto.31.relative)))

with(life.area, summary(lm(area.akde.km2.avg~pasto.31.relative)))
```

Apêndice D - Script 4 – Distribuição dos pontos de localização na paisagem e testes estatísticos

```

useproportion.raw <- read.table("your file",sep=" ",header=T)

###
#names(useproportion)
useproportion.list <- with(useproportion.raw,tapply(habitat,ID,table))

###
useproportion.mw1 <- data.frame(useproportion.list$MW1)
colnames(useproportion.mw1) <- c("habitat","mw1.use")
useproportion.mw1$mw1.proportion.use <-
useproportion.mw1[,2]/sum(useproportion.mw1[,2])

useproportion.mw2 <- data.frame(useproportion.list$MW2)
colnames(useproportion.mw2) <- c("habitat","mw2.use")
useproportion.mw2$mw2.proportion.use <-
useproportion.mw2[,2]/sum(useproportion.mw2[,2])

useproportion.mw3 <- data.frame(useproportion.list$MW3)
colnames(useproportion.mw3) <- c("habitat","mw3.use")
useproportion.mw3$mw3.proportion.use <-
useproportion.mw3[,2]/sum(useproportion.mw3[,2])

###
useproportion.df <- merge(useproportion.mw1, useproportion.mw2)
useproportion.df <- merge(useproportion.df, useproportion.mw3)

#sum(useproportion.df$mw1.proportion.use)
#sum(useproportion.df$mw2.proportion.use)
#sum(useproportion.df$mw3.proportion.use)

###
write.table(useproportion.df,file="use proportion per
habitat.csv",sep=" ",row.names=F)

###
habitatproportion <- read.table("habitat proportion
ud95.csv",sep=" ",header=T)

###
useproportion.df.final <- merge(useproportion.df, habitatproportion)
write.table(useproportion.df.final,file="use proportion per
habitat.csv",sep=" ",row.names=F)

###
with(useproportion.df.final[useproportion.df.final$mw1.proportion.habit
at>0,], chisq.test(mw1.use,p=mw1.proportion.habitat))
mw1.p<-chi.mw1$p.value

###
all.mw.p<-c(mw1.p, mw2.p, mw3.p, mw4.p, mw5.p, mw6.p, mw7.p, mw8.p,
mw9.p), mw10.p, mw11.p, mw12.p, mw13.p)
bonfer.test<-p.adjust (all.mw.p, "bonferroni", 13)

```

Apêndice E - Script 5 – Geração de trajetórias de movimentação

```

Setwd("your directory")

names
mw.step<-read.csv("yourfile.csv")
names(mw.step)

mw.step.dist<-mw.step[[7]]
mw.step.id<-mw.step[["id"]]
mw.step.all<-data.frame(mw.step.dist,mw.step.id )
mw.step.all<-na.omit(mw.step.all)
names(mw.step.all)
hist.all<-hist(mw.step.all$mw.step.dist)
plot(hist.all, axes=F, ylab="Frequencia", xlab="Comprimento de Passo
(m)", main="")
axis(1, at=seq(0,15000,2500))
axis(2, at=seq(0, 40000, 10000))

## MW1 ##

MW1<-subset.data.frame(mw.step.all, subset=mw.step.id=="MW1")
mw1.sum<-sum(MW1$mw.step.dist)
mw1.mean<-mean(MW1$mw.step.dist)
mw1.sd<-sd(MW1$mw.step.dist)
cat(mw1.sum, mw1.mean,mw1.sd)

mw1.hist<-hist(MW1$mw.step.dist)
plot(mw1.hist,ylab="Frequencia", xlab="Comprimento de Passo (m)",
axes=F, main="MW1")
axis(1, at=seq(0,9000,1000))
axis(2, at=seq(0, 1400, 200))

## MW2 ##

MW2<-subset.data.frame(mw.step.all, subset=mw.step.id=="MW2")
Mw2.sum<-sum(MW2$mw.step.dist)
Mw2.mean<-mean(MW2$mw.step.dist)
Mw2.sd<-sd(MW2$mw.step.dist)
cat(mw2.sum, mw2.mean,mw1.sd)

mw2.hist<-hist(MW2$mw.step.dist)
plot(mw2.hist,ylab="Frequencia", xlab="Comprimento de Passo (m)",
axes=F, main="MW1")
axis(1, at=seq(0,16000,1000))
axis(2, at=seq(0, 14000, 2000))

steps.tt<-c(mw1.sum, mw2.sum,...mw13.sum)

mean.all<-c(mw1.mean, mw2.mean, ....mw13.mean)

sd.all<-c(mw1.sd, mw2.sd,....mw13.sd)

tabela_step<-data.frame(steps.tt,mean.all, sd.all)
print(tabela_step)

```

Apêndice F - Script 6 – Geração de modelos de movimento versus paisagem e análises de seleção de modelos GAM

```
#####
#
# Movement analysis for the maned wolf - Part I
#
# Organizing movement data and calculating movement
# variables
#
# Rogerio de Paula
# Bernardo Niebuhr
# John Ribeiro
# Milene Alves-Eigenheer
# Camila Priante
# Miltinho Ribeiro
#
# Jan. 2016
#####

# Loading packages
if(!require(adehabitatLT)) install.packages("adehabitatLT", dep=T);
library(adehabitatLT)
if(!require(date)) install.packages("date", dep=T); library(date)
if(!require(adehabitatHR)) install.packages("adehabitatHR", dep=T);
library(adehabitatHR)
if(!require(sp)) install.packages("sp", dep=T); library(sp)
if(!require(rgdal)) install.packages("rgdal", dep=T); library(rgdal)
if(!require(proj4)) install.packages("proj4", dep=T); library(proj4)
if(!require(RgoogleMaps)) install.packages("RgoogleMaps", dep=T);
library(RgoogleMaps)
if(!require(png)) install.packages("png", dep=T); library(png)
if(!require(rgdal)) install.packages("rgdal", dep=T); library(rgdal)

# Loading working area
setwd ("C:\\Users\\Eigenheer\\Desktop\\Lobos - dados")

# Loading data
lobos_total<-read.table("MW_movebank2.csv", header=T, sep=",")

# Converting coordiantes (lat-long --> utm)
xy <- cbind(lobos_total$location.long, lobos_total$location.lat)
# Convert it to UTM coordinates (in units of meters)
xy2 <- project(xy, "+proj=utm +datum=WGS84 +zone=23 +south +ellps=WGS84
+towgs84=0,0,0")
colnames(xy2)<-c("x", "y")
head(xy2)

lobos<-data.frame(xy2, lobos_total$timestamp,
lobos_total$individual.local.identifier)
colnames(lobos)<-c("x", "y", "timestamp", "id")

# Calculating movement variables
# Transformig date and time
da <- paste(lobos$timestamp)
dal<- as.POSIXct(strptime(da, format="%Y-%m-%d %H:%M:%S",
tz="America/Bahia"))
```

```

# creating bursts (here, individuals)
id <- lobos$id
bursts <- lobos$id

# Movement paths
path <- as.ltraj(xy = lobos[,c("x", "y")], date = dal, id = id,
                burst=bursts, typeII=T)
path #descreve o objeto
path.df <- ld(path)
head(path.df)
View(path.df)
write.table(path.df, file = "mov_lobos1.csv", row.names = FALSE)
plot(path)

bichos <- unique(as.character(path.df$id))
for(i in bichos) {
  bicho.i <- path.df[path.df$id == i,]
  which(bicho.i$dt/3600 > 72)
  bicho.i$dt[bicho.i$dt/3600 > 72]/3600
  bicho.i$date
}

# Separating paths with more than 24h between two fixes
time.limit <- 3600*24 #3600 (segundos/hora) * 24 (horas/dia)
distant.time <- which(path.df$dt > time.limit)
path.df$id[c(distant.time)]
path.df$dt[c(distant.time)] <- NA

brst <- unique(as.character(path.df$burst))
a <- 1 # burst inside a given day
d <- 1 # day
path.df$bursts2[1] <- paste(brst[d], "_", a, sep="")
for(i in 2:nrow(path.df))
{
  if(is.na(path.df$dt[i-1]) == T) {
    if(path.df$burst[i] == brst[d]) {
      a <- a+1
    } else {
      d <- d+1
      a <- 1
    }
  }
  path.df$bursts2[i] <- paste(brst[d], "_", a, sep="")
}

path.df$burst <- path.df$bursts2

path2 <- dl(path.df)

#####
#
# Movement analysis for the maned wolf - Part II
#
# Organizing landscape data
#
# Rogerio de Paula
# Bernardo Niebuhr
# John Ribeiro
# Milene Alves-Eigenheer
# Camila Priante

```

```

# Miltinho Ribeiro
#
# Jan. 2016
#####

# Land cover classes
# 10: agua # antropico
# 11: mata pioneira inicial # natural
# 12: mata inicial # natural
# 13: mata media # natural
# 16: campo #natural
# 31: pasto # antropico
# 33: cafe # antropico
# 35: varzea # antropico
# 36: agricultura # antropico
# 60: nuvem # antropico

# Loading packages
library(raster)
library(rgdal)
library(vegan)

#####
# Parameters

# distance between points
minval <- 100
# data dir
datadir <- "E:/__data_2015/Ber/roger_janeiro"
#datadir <- "C:/Users/daniela/Desktop/rogerio_lobos"
# maps dir - classes
mapdir <- "E:/__data_2015/\\Ber\\roger_janeiro\\raster_final"
#mapdir <- "C:/Users/daniela/Desktop/rogerio_lobos/raster_final"
# maps dir - contagion
contdir <- "E:/__data_2015/Ber/roger_janeiro/mapa_contatos"
#contdir <- "C:/Users/daniela/Desktop/rogerio_lobos/mapa_contatos"
# maps dir - % natural environment
natdir <- "E:/__data_2015/Ber/roger_janeiro/MoiwindowMaps"

# Working directory
setwd(datadir)

# Loading data
#orig <- read.table("ssf_lobos_exemplo.csv", header = T, sep = ",")
name <- "ssf_lobos_completa"
orig <- read.table("ssf_lobos_completa.csv", header = T, sep = ",")

# create fix column
mod1 <- orig
mod1$fix <- rep("...", nrow(mod1))
bursts <- unique(mod1$burst)
cont_an <- 1
cont <- 1
for(i in 1:nrow(mod1))
{
  lobo <- bursts[cont_an]
  if(mod1$burst[i] == lobo) {
    mod1$fix[i] <- paste(lobo, "_", cont, sep="")
    cont <- cont + 1
  } else {

```

```

    cont <- 1
    cont_an <- cont_an + 1
    lobo <- bursts[cont_an]
    mod1$fix[i] <- paste(lobo, "_", cont, sep="")
    cont <- cont + 1
  }
}

# teste so com Amadeo
#mod1 <- mod1[mod1$id == "Amadeo",]

start.time <- Sys.time()

# creating new points ("minval" apart from each other)
mod2 <- mod1[-(1:nrow(mod1)),]
for(i in 44929:nrow(mod1)){
  if(is.na(mod1$dist[i])) { # if dist = NA

    mod2 <- rbind(mod2, mod1[i,]) # we chose only the point itself
    print(paste("acabamos agora a trajetoria:", mod1$burst[i]))

  } else {
    if(mod1$dist[i] < minval) { # if dist < minval

      mod2 <- rbind(mod2, mod1[i,]) # we chose the initial point of the
step
      linef <- mod1[i,]
      linef[1,c(1,2)] <- mod1[(i+1),c(1,2)]
      mod2 <- rbind(mod2, linef) # and the final points of the step

    } else { # if dist > minval
      mod2 <- rbind(mod2, mod1[i,]) # we chose the initial point of the
step

      npoints <- mod1$dist[i] %/% minval # we add npoints new points,
spaced by minval
      for(j in 1:npoints) {
        x <- mod1$x[i] + j*minval * cos(mod1$abs.angle[i])
        y <- mod1$y[i] + j*minval * sin(mod1$abs.angle[i])
        linef <- mod1[i,]
        linef[1,c(1,2)] <- c(x, y)
        mod2 <- rbind(mod2, linef) # adding each line
      }

      linef <- mod1[i,]
      linef[1,c(1,2)] <- mod1[(i+1),c(1,2)]
      mod2 <- rbind(mod2, linef) # and the final points of the step
    }
  }
}

# Checking
plot(mod1$x, mod1$y, type = "o")
points(mod2$x, mod2$y, col = 2)

# Extracting points from map

# Map of classes
setwd(mapdir)
mapa <- raster("Mapa_final_AreaLobo_raster.tif")

```

```

image(mapa)
#plot(mapa)

# Map of contagion
setwd(contdir)
cont.map <- raster("Mapa_final_AreaLobo_raster_50m_Mapahet_FINAL.tif")
image(cont.map)
plot(cont.map)

# Map of % natural habitat
setwd(natdir)
natmap.500 <-
raster("Mapa_final_AreaLobo_raster_binV02_MW0500_PCT.tif")
image(natmap.500)
natmap.1000 <-
raster("Mapa_final_AreaLobo_raster_binV02_MW1000_PCT.tif")
image(natmap.1000)
natmap.2000 <-
raster("Mapa_final_AreaLobo_raster_binV02_MW2000_PCT.tif")
image(natmap.2000)

# Extracting data
#mod2$class <- extract(mapa, mod2[,c(1,2)]) # ok!
mod2$contact <- extract(cont.map, mod2[,c(1,2)])
mod2$nat.500 <- extract(natmap.500, mod2[,c(1,2)])
mod2$nat.1000 <- extract(natmap.1000, mod2[,c(1,2)])
mod2$nat.2000 <- extract(natmap.2000, mod2[,c(1,2)])

# Saving modified data (with points each 100m between steps)
#
# setwd(datadir)
# write.table(mod2, paste(name, "_breaks_100m.csv", sep = ""), sep =
";", row.names = F)
#
# save.image(paste(name, "_breaks_100m.RData", sep = ""))
#
# end.time <- Sys.time()
# time.taken <- end.time - start.time
# time.taken

#####

# Coming back to the original data, with synthesized landscape
information

# New data frame
mod1.lndscp <- mod1

# new columns - proportion in each class
lev_class <- sort(unique(mod2$class))

# Creating new class columns
mod1.lndscp <- cbind(mod1.lndscp, matrix(NA, nrow = nrow(mod1.lndscp),
                                           ncol = length(lev_class)+5,
                                           dimnames =
list(1:nrow(mod1.lndscp),
c(paste("c",lev_class, sep = ""),"prop_natural_step",
"div_cont","nat.500", "nat.1000", "nat.2000"))))

```



```

# Unique bursts
bursts <- unique(mod1$burst)

# Appending information for each burst
for(i in bursts) {
  print(i)
  mod3 <- mod2[mod2$burst == i,]

  # Lines in the original matrix (mod1) in which we will put
information
  # correspond to the initial and final lines of the burst i
  lines <- range(as.numeric(rownames(mod1[mod1$burst == i,])))

  # Transforming class and fix into factors
  mod3$class <- factor(mod3$class, levels = lev_class)
  mod3$fix <- factor(mod3$fix, levels = unique(mod3$fix))

  # Organizing classes as number of occurrences
  z <- tapply(mod3$class, mod3$fix, table, simplify = F)
  prop_class <- matrix(unlist(z), ncol = length(lev_class), byrow = T)

  # Calculating percentage of natural environment in each step
  tot <- rowSums(prop_class) # total number of points in each step
  # Considering natural enviroment as 13 and 16
  nat_class <- c(11, 12, 13, 16)
  nat_cols <- which(lev_class == nat_class[1] | lev_class ==
nat_class[2] |
                    lev_class == nat_class[3] | lev_class ==
nat_class[4])
  nat_prop_class <- matrix(prop_class[,nat_cols], ncol =
length(nat_class)) # only proportion for natural classes
  nat <- rowSums(nat_prop_class) # number of points in natural
environment in each step
  prop_natural <- nat/tot # proportion

  # O que fiz acima:
  # - fazer um rowSum pra saber o total de pontos em cada passo = tot
  # - excluir as colunas que nao sao ambiente natural
  # - fazer um rowSum delas = nat
  # - calcular porcentagem de ambientes naturais como nat/tot

  # Calculating diversity (Shannon) of contagion
  div_contact <- tapply(mod3$contact, mod3$fix, diversity, "simpson")

  # Calculating median % natural habitat in each step
  step_nat.500 <- tapply(mod3$nat.500, mod3$fix, median)
  step_nat.1000 <- tapply(mod3$nat.1000, mod3$fix, median)
  step_nat.2000 <- tapply(mod3$nat.2000, mod3$fix, median)

  # Appending it to the new table
  mod1.lndscp[c(lines[1]:lines[2]),c(16:26)] <- prop_class
  mod1.lndscp$prop_natural_step[lines[1]:lines[2]] <- prop_natural
  mod1.lndscp$div_cont[lines[1]:lines[2]] <- div_contact
  mod1.lndscp$nat.500[lines[1]:lines[2]] <- step_nat.500
  mod1.lndscp$nat.1000[lines[1]:lines[2]] <- step_nat.1000
  mod1.lndscp$nat.2000[lines[1]:lines[2]] <- step_nat.2000
}

head(mod1.lndscp); tail(mod1.lndscp)

```

```

write.table(mod1.lndscp, paste(name, "_landscape.csv", sep = ""), sep =
";", row.names = F)

save.image(paste(name, "_land

#####
#
# Movement analysis for the maned wolf - Parte III
#
# Analysis of movement patterns
# Fitting movement models with landscape data
#
# Rogerio de Paula
# Bernardo Niebuhr
# John Ribeiro
# Milene Alves-Eigenheer
# Camila Priante
# Miltinho Ribeiro
#
# Jan. 2016
#####

# Loading packages
if(!require(vegan)) install.packages("vegan", dep = T); library(vegan)
if(!require(bbmle)) install.packages("bbmle", dep = T); library(bbmle)
if(!require(sads)) install.packages("sads", dep = T); library(sads)
if(!require(scatterplot3d)) install.packages("scatterplot3d", dep = T);
library(scatterplot3d)
if(!require(car)) install.packages("car", dep = T); library(car)
if(!require(ggplot)) install.packages("ggplot", dep = T);
library(ggplot)
if(!require(ggplot2)) install.packages("ggplot2", dep = T);
library(ggplot2)
if(!require(bbmle)) install.packages("bbmle", dep = T); library(bbmle)
if(!require(mgcv)) install.packages("mgcv", dep = T); library(mgcv)
if(!require(akima)) install.packages("akima", dep = T); library(akima)
# Working directory
setwd("E:\\Analises Rogerio")

# Loading data
lobos_pai <- read.table("ssf_lobos_completa_landscape_semoutbolt.csv",
header = T, sep = ",") #Tabela sem o ponto outlier do Bolt
head(lobos_pai)
inds <- unique(lobos_pai$id) # aqui vc define quem sao os individuos

# -----
# EXPLORATORY ANALYSIS

# Pair plot auxiliary functions
# Correlation panel
panel.cor <- function(x, y, digits = 2, prefix = "", cex.cor, ...)
{
  usr <- par("usr"); on.exit(par(usr))
  par(usr = c(0, 1, 0, 1))
  r <- abs(cor(x, y))
  p <- cor.test(x,y)$p.value
  txt <- format(c(r, 0.123456789), digits = digits)[1]
  txt <- paste0(prefix, txt)
  if(missing(cex.cor)) cex.cor <- 0.8/strwidth(txt)
  #text(0.5, 0.5, txt, cex = cex.cor * r * 1.1)

```

```

    text(0.5, 0.5, txt, cex = 1.1)
    text(0.5, 0.2, paste("p=", round(p, 3)), cex = 1.1)
  }

# Histogram panel
panel.hist <- function(x, ...)
{
  usr <- par("usr"); on.exit(par(usr))
  par(usr = c(usr[1:2], 0, 1.5) )
  h <- hist(x, plot = FALSE)
  breaks <- h$breaks; nB <- length(breaks)
  y <- h$counts; y <- y/max(y)
  rect(breaks[-nB], 0, breaks[-1], y, col = "gray", ...)
}

# Correlations - landscape variables per individual
for(i in inds) # aqui o indice i vai valer um elemento de cada vez, da
lista inds, que tem o nome dos indiv.
{
  lobo <- subset(lobos_pai, id == i) # pega somente as linhas para o
indivduo i
  cor<- pairs(~ prop_natural_step + div_cont + nat.500 + nat.1000 +
nat.2000 +
              dist + rel.angle , data=lobo,
              lower.panel = panel.smooth, upper.panel = panel.cor,
diag.panel = panel.hist, main = lobo$id)

  readline()

  0}

# Models per individual
for(i in inds) # here the index i takes the value of one element at a
time, from the vector "inds", which has the name of individuals
{
  lobo <- subset(lobos_pai, id == i) # only lines of the individual i

  ## Response variable: DIST (step length)
  mod_dist_null<-glm(dist~1, data=lobo)
  mod_dist_pns<-gam(dist~s(prop_natural_step), data=lobo)
  mod_dist_dc<-gam(dist~s(div_cont), data=lobo)
  mod_dist_nat1000<-gam(dist~s(nat.1000), data=lobo)
  mod_dist_pns_dc<-gam(dist~s(prop_natural_step)+s(div_cont),
data=lobo)
  mod_dist_pns_nat1000<-gam(dist~s(prop_natural_step)+s(nat.1000),
data=lobo)
  mod_dist_dc_nat1000<-gam(dist~s(div_cont)+s(nat.1000),data=lobo)
  comp.dist<- Ictab(mod_dist_null, mod_dist_pns, mod_dist_dc,
mod_dist_nat1000, mod_dist_pns_dc, mod_dist_pns_nat1000,
mod_dist_dc_nat1000,
                    base=F, weights=T, nobs=nrow(lobo))
  print(comp.dist)

  ## Response variable: REL.ANGLE (relative angle)
  mod_rel.angle_null<-glm(rel.angle~1, data=lobo)
  mod_rel.angle_pns<-gam(rel.angle~s(prop_natural_step), data=lobo)
  mod_rel.angle_dc<-gam(rel.angle~s(div_cont), data=lobo)
  mod_rel.angle_nat1000<-gam(rel.angle~s(nat.1000), data=lobo)

```

```

    mod_rel.angle_pns_dc<-gam(rel.angle~s(prop_natural_step)+s(div_cont),
data=lobo)
    mod_rel.angle_pns_nat1000<-
gam(rel.angle~s(prop_natural_step)+s(nat.1000), data=lobo)
    mod_rel.angle_dc_nat1000<-
gam(rel.angle~s(div_cont)+s(nat.1000),data=lobo)
    comp.ra<- ICtab(mod_rel.angle_null, mod_rel.angle_pns,
mod_rel.angle_dc, mod_rel.angle_nat1000, mod_rel.angle_pns_dc,
mod_rel.angle_pns_nat1000, mod_rel.angle_dc_nat1000,
                    base=F, weights=T, nobs=nrow(lobo))
    print(comp.ra)
}

## Figures: Diversity habitats X proportion natural habitat x step
length - individual
pdf("nome.pdf")
for(i in inds)
{
  lobo2<- subset(lobos_pai, id == i)

  lobo1 <- subset(lobo2, select = c("dist", "prop_natural_step",
"div_cont", "nat.1000"))
  sums <- rowSums(lobo1)
  lobox <- subset(lobo1, !is.na(sums))

  mod_dist_pns_dc<-gam(dist~s(prop_natural_step)+s(div_cont),
data=lobox)

  x<-lobox$prop_natural_step
  y<-lobox$div_cont
  z <- predict(mod_dist_pns_dc, type = "response")
  k<-interp(x,y,z, duplicate="mean")
  image(k, main=i)
  contour(k, add=T)
}
dev.off()

# Looking at the correlation between $ natural habitat and different
measures of home range
# this was used for excluding HR5%, because it was correlated with
HR95%
nat.hr <- read.table("Tab_HR_Nat_Antr_2016.csv", header = T, sep = ",")
cor.hr<- pairs(~ natural_95 + natural_50 + natural_5, data=nat.hr,
               lower.panel = panel.smooth, upper.panel = panel.cor,
diag.panel = panel.hist, main = "hr X lobos")

# Models for all individuals pooled, including home ranges

## Response variabel: DIST (Step length)
lobos_pai <- read.table("ssf_lobos_completa_landscape_semoutbolt.csv",
header = T, sep = ",")
mod_dist_null<-glm(dist~1, data=lobos_pai)
mod_dist_pns<-gam(dist~s(prop_natural_step), data=lobos_pai)
mod_dist_dc<-gam(dist~s(div_cont), data=lobos_pai)
mod_dist_nat1000<-gam(dist~s(nat.1000), data=lobos_pai)

```

```

mod_dist_pns_dc<-gam(dist~s(prop_natural_step)+s(div_cont),
data=lobos_pai)
mod_dist_pns_nat1000<-gam(dist~s(prop_natural_step)+s(nat.1000),
data=lobos_pai)
mod_dist_dc_nat1000<-gam(dist~s(div_cont)+s(nat.1000),data=lobos_pai)
mod_dist_hr95<-gam(dist~s(perc.natural.HR.95), data=lobos_pai)
mod_dist_hr50<-gam(dist~s(perc.natural.HR.50), data=lobos_pai)

comp.dist_all<- Ictab(mod_dist_null, mod_dist_pns, mod_dist_dc,
mod_dist_nat1000, mod_dist_pns_dc, mod_dist_pns_nat1000,
mod_dist_dc_nat1000, mod_dist_hr95,
mod_dist_hr50,
base=F, weights=T, nobs=nrow(lobos_pai))
print(comp.dist_all)

## Response variable: REL.ANGLE (relative angle)
mod_rel.angle_null<-glm(rel.angle~1, data=lobos_pai)
mod_rel.angle_pns<-gam(rel.angle~s(prop_natural_step), data=lobos_pai)
mod_rel.angle_dc<-gam(rel.angle~s(div_cont), data=lobos_pai)
mod_rel.angle_nat1000<-gam(rel.angle~s(nat.1000), data=lobos_pai)
mod_rel.angle_pns_dc<-gam(rel.angle~s(prop_natural_step)+s(div_cont),
data=lobos_pai)
mod_rel.angle_pns_nat1000<-
gam(rel.angle~s(prop_natural_step)+s(nat.1000), data=lobos_pai)
mod_rel.angle_dc_nat1000<-
gam(rel.angle~s(div_cont)+s(nat.1000),data=lobos_pai)
mod_rel.angle_hr95<-gam(rel.angle~s(perc.natural.HR.95),
data=lobos_pai)
mod_rel.angle_hr50<-gam(rel.angle~s(perc.natural.HR.50),
data=lobos_pai)
comp.rel.angle_all<- Ictab(mod_rel.angle_null, mod_rel.angle_pns,
mod_rel.angle_dc, mod_rel.angle_nat1000, mod_rel.angle_pns_dc,
mod_rel.angle_pns_nat1000, mod_rel.angle_dc_nat1000,
mod_rel.angle_hr95, mod_rel.angle_hr50,
base=F, weights=T, nobs=nrow(lobos_pai))
print(comp.rel.angle_all)

## Figures: Diversity habitats X proportion natural habitat x step
length - all individuals polled
for(i in inds)
{
  lobo2<- subset(lobos_pai, id == i)
  lobo1 <- subset(lobo2, select = c("dist", "prop_natural_step",
"div_cont", "nat.1000"))
  sums <- rowSums(lobo1)
  lobox <- subset(lobo1, !is.na(sums))

  mod_dist_pns_dc<-gam(dist~s(prop_natural_step)+s(div_cont),
data=lobox)

  x<-lobox$prop_natural_step
  y<-lobox$div_cont
  z <- predict(mod_dist_pns_dc, type = "response")

  k<-interp(x,y,z, duplicate="mean")
  image(k, main=i)
  contour(k, add=T)
}

### Como fiz para Rose e Luna

```

```

#luna<- subset(lobos_pai, id == i)
#luna2 <- subset(luna, select = c("dist", "prop_natural_step",
"div_cont", "nat.1000"))
#tab<-data.frame(luna2)
#tab.sub1<-tab[sample(1:nrow(tab)),]
#head(tab.sub1)
#PCT.tab<-0.9
#tab.sub2<-tab.sub1[ 1:round(nrow(tab)*PCT.tab ,0) , ]
#lobo3<-tab.sub2

# Distribution of observed (sampled) values for diversity of habitats X
proportion of natural areas - all individuals pooled
plot(div_cont~prop_natural_step, data=lobos_pai, cex=0.1, pch=19,
main="Distribuição de pontos para todos os lobos") # geral

# Distribution of observed (sampled) values for diversity of habitats X
proportion of natural areas - for each individual, over the points for
all individuals pooled
for(i in inds) {
  lobo <- subset(lobos_pai, id == i)
  plot(div_cont~prop_natural_step, data=lobos_pai, cex=0.1, pch=19,
main = i)
  points(div_cont~prop_natural_step, data=lobo, cex=0.1, pch=19, col =
2)
}
par(mfrow = c(1,1))

```

Anexos

Anexo A - Análises de Semi-Variância para observação de estabilização do uso do espaço

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As avaliações realizadas neste estudo englobam duas escalas complementares. Primeiramente observou-se os fatores determinantes da presença da espécie em sua área de distribuição, observando em larga escala a adequabilidade de ambientes à ocorrência da espécie. A partir desta análise, buscou-se entender em nível local como indivíduos reagem à estrutura da paisagem tentando definir padrões responsivos à alteração de habitats para espécie. A partir da visão local até a escala continental, o que é apresentado reflete uma situação atual para o lobo-guará diferente do que sempre se observou e reportou. A espécie está sujeita a interferências de paisagens antrópicas, em sua ecologia espacial, em seus padrões de atividade e seu potencial de movimentação. Dependendo das alterações na paisagem, isso pode comprometer as populações em escala local, por meio dos efeitos observados no estudo, em escala regional, afetando negativamente o potencial de dispersão, interferindo na presença em uma área específica e consequentemente a ocupação de nichos que incorrem no seu potencial de distribuição.

O perfil de utilização da paisagem pela espécie reflete uma dependência de ambientes naturais para estruturação de sua área de vida e movimentação. As áreas de vida de um indivíduo são locais utilizados em suas atividades normais de forrageamento, procriação e cuidados de prole (BURT, 1943). Elas podem representar um mapa cognitivo que um indivíduo estrutura definindo sítios ideais para obtenção de recursos alimentares, áreas potenciais de comunicação para fins de defesa contra competidores e reprodução, áreas de segurança contra predadores e ameaças, tudo buscando atender seus requerimentos de vida (POWELL, 2012). Desta forma, se tais componentes naturais não estiverem presentes devido a uma estrutura degradada de áreas de vida sem o mínimo de características ambientais exigidas, as funções biológicas e ecológicas podem ser comprometidas. A necessidade então de áreas com características naturais preservadas é imprescindível para a manutenção de populações viáveis de lobo-guará. No entanto, condições ideais da paisagem não dependem exclusivamente das áreas naturais. Observou-se neste estudo que paisagens compostas por ambientes antrópicos e naturais, oferecendo uma alta diversidade de ambientes em contato, favorecem a movimentação do lobo-guará na paisagem. Desta forma um bom manejo de uso do solo pode transformar áreas inadequadas ou de adequabilidade mais baixa em habitats favoráveis à presença da espécie.

A associação do lobo-guará aos biomas brasileiros se dá principalmente em função das características particulares da paisagem de cada um deles. Os modelos apresentaram o

Cerrado como o bioma mais importante à espécie. Apesar do bioma Cerrado ser proporcionalmente tão adequado quanto o Pantanal e um pouco mais que a Mata Atlântica, o destaque remete ao fato de apresentar áreas maiores e/ou mais contínuas com adequabilidade no mínimo média. E, principalmente por possuir maior percentual de áreas de adequabilidade alta. A Mata Atlântica, apesar de apresentar proporção menor de áreas adequadas que o Pantanal, oferece mais áreas com melhor adequabilidade que a planície alagável. Não se sabe se a espécie ocupará cada vez mais este bioma ou se sua ocorrência será inversamente proporcional ao processo de sucessão florestal e recuperação de suas áreas degradadas. E em terceiro em ordem de importância, encontra-se a planície pantaneira que foi prevista como que quase totalmente adequada, ainda que com índices de adequabilidade baixa. No entanto, se a tendência deste período atual de cheia prolongada se inverter e uma nova estiagem ocorrer, como observado na década de 1970 a meados de 1980, é possível que o bioma seja extensamente ocupado pela espécie. Então o destaque do Pantanal se dá por ser esta uma área de grandes possibilidades de ocupação futura pela espécie. Quanto ao Pampas, aparentemente a velocidade de degradação é a grande ameaça à espécie. Atualmente o bioma não oferece áreas suficientemente adequadas ou extensas e conectas o suficiente para manter populações viáveis da espécie. Se o cenário atual persistir, corre-se o risco deste bioma passar a funcionar como um sumidouro de populações adjacentes (principalmente da Argentina) do que como um bioma gerador de novos indivíduos que possam sustentar populações no sul do Brasil e Uruguai.

É sugerido que a segurança da biodiversidade do Cerrado se encontra nas Unidades de Conservação e que o lobo-guará ainda é encontrado em praticamente todas as áreas de proteção do bioma (RODRIGUES; OLIVEIRA 2006, PAULA et al., 2013). Considera-se que as populações saudáveis sejam constituídas de algumas centenas de indivíduos. Por outro lado, áreas pequenas com densidades baixas (devido à competição exacerbada por recursos) entram em processo de declínio populacional, enfraquecimento genético e extinção local em poucas décadas (PAULA; DESBIEZ, 2013; RODRIGUES et al., 2013). Desta forma, populações viáveis (considerando um mínimo de 200 indivíduos) poderiam se manter devido as suas áreas suficientemente grandes, em apenas três das UCs federais: o Parque Nacional do Araguaia, o Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba e a Estação Ecológica da Serra Geral do Tocantins (estes dois últimos formando um só complexo) e o Parque Estadual do Mirador (Maranhão). Embora estas unidades satisfaçam as exigências de tamanho de área, dada a conversão de áreas de entorno em campos de agricultura e pastagens, sugere-se que elas apresentem uma densidade baixa de lobo-guará, e portanto não indicadas à áreas

essenciais à manutenção de populações viáveis (OLIVEIRA et al., 2007; PAULA et al., 2007). No momento, tem-se certeza de apenas duas áreas, distantes de outras UCs, porém capazes de manter populações viáveis de lobo-guará a longo termo (RODRIGUES; OLIVEIRA, 2006), a região da Serra da Canastra e o Parque Nacional das Emas.

Observou-se neste estudo que a região da Serra da Canastra oferece condições à manutenção de populações viáveis por apresentarem componentes importantes para a espécie mesmo em paisagens alteradas. O perfil ecológico-espacial da espécie na região reflete seu status local diferenciado, sendo identificado nesta área a maior densidade populacional para lobo-guará em toda a América do Sul (PAULA et al., 2013). No entanto já existem indícios de alterações na saúde dos lobos da região (May-Junior et al., 2009; Sperscoski et al., 2011). Sugerir que as áreas protegidas sejam fontes de novos indivíduos que recolonizarão áreas adjacentes pode ser um equívoco se as áreas de entorno forem de adequabilidade inferior às unidades de conservação. É o caso observado nas UCs do Cerrado do Tocantins-Piauí, que sofrem grande pressão externa. O Parque Nacional das Emas também possui grande contraste entre as áreas internas ao limite e toda região circunjacente destinada ao agronegócio. Sendo assim, apesar das áreas protegidas representarem a salvaguarda de espécies ameaçadas, podem não ser a melhor estratégia para a conservação da espécie devido à pressão externa. O investimento na redução de impactos nas áreas naturais de adequabilidade no mínimo média, e a conexão dessas áreas, atualmente podem representar maiores benefícios à espécie. A estratégia de gerar condições para o estabelecimento, reprodução e dispersão de indivíduos ampliando sempre as populações locais e permitindo que estejam em progressão ao invés da perda de indivíduos é necessária e urgente.

O futuro da espécie está totalmente vinculado às ações em pequena e larga escalas, iniciando com interferências positivas no uso do solo em propriedades rurais principalmente no Cerrado, e seguindo para a manutenção das áreas de maior adequabilidade dos biomas. Ainda a recuperação das áreas de baixa adequabilidade, tornando-as com maiores possibilidade de colonização representa uma medida de reverter a perda acelerada de ambientes adequados e inverter a tendência de declínio populacional, principalmente associadas às áreas protegidas. Assim, faz-se imprescindível o manejo apropriado das áreas de pastagens e atividades agrícolas, visando uma maior disponibilidade de manchas de habitats naturais, que possam estar conectados de alguma forma, buscando a conservação não somente do lobo-guará mas de várias outras espécies que se beneficiam da estrutura íntegra da paisagem.

A espécie possui requerimentos de habitats diferentes do que se conhecia. Considerando que as paisagens modificadas possam gerar situações adversas à presença da espécie, consequências negativas podem ocorrer em nível individual e consequentemente populacional, se o mínimo de condições requeridas não estiverem presentes na paisagem. O identificado neste estudo é que as áreas ideais são poucas e pequenas. Se a velocidade de degradação do Cerrado e do Pampas, e a ocupação desordenada de áreas adequadas na Mata Atlântica continuarem no ritmo atual, populações de lobo-guará estarão cada vez mais reduzidas. Caminhos em direção às extinções locais, como a observada nos campos sulinos, serão cada vez mais frequentes. As estratégias de manejo de uso do solo, a manutenção de áreas íntegras no entorno de unidades de conservação e a recuperação e conexão de áreas adequadas são urgentes e necessárias para que o lobo-guará permaneça presente e funcional nas paisagens do Cerrado e de outros biomas brasileiros.

Referências

- BURT, W.H. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. **Journal of Mammalogy**, Oxford, v. 24, p. 346-352, 1943.
- MAY-JÚNIOR, J.A.; SONGSASEN, N.; AZEVEDO, F.C.; SANTOS, J.P.; PAULA, R.C.; RODRIGUES, F.H.G.; RODDEN, M.D.; WILDT, D.E.; MORATO, R.G. Hematology and blood chemistry parameter differs in free-ranging maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) living in the Serra da Canastra National Park (Brazil) versus adjacent farmlands. **Journal of Wildlife Diseases**, Lawrence, v. 45, p. 81-90, 2009.
- OLIVEIRA, T.G.; DIAS, P.A.; QUIXABA-VIEIRA, O.; IBANES, D.M.; SANTOS, J.P.; PAULA, R.C. Mamíferos do Cerrado Norte do Brasil. In: BARRETO, L. (Ed.). **Cerrado Norte do Brasil**. Pelotas: USEB, 2007. p. 261-285.
- PAULA, R.C.; MEDICI, P.; MORATO, R.G. **Plano de Ação para a Conservação do Lobo-Guará**: análise de viabilidade populacional e de hábitat (PHVA). Brasília: Edições IBAMA, 2007. 160 p.
- PAULA, R.C.; DESBIEZ, A. Population viability analysis. In: CONSORTE-MCCREA, A.; FERRAZ, E., **Ecology and Conservation of the Maned Wolf**: multidisciplinary perspectives. London: CRC Press, 2013. p. 15-34.
- PAULA, R.C.; RODRIGUES, F.H.G.; QUEIROLO, D.; JORGE, R.P.S.; LEMOS, F.G.; RODRIGUES L.A. Avaliação do estado de conservação do Lobo-guará *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, Brasília, v. 3, p. 146-159, 2013.

POWELL R.A. Movements, home ranges, activity, and dispersal. In: BOITANI L.; POWELL R.A. (Ed.). **Carnivore ecology and conservation: a handbook of techniques**. Oxford: Oxford University Press, 2012. p. 188–217.

RODRIGUES, F.H.G.; OLIVEIRA, T.G. Unidades de Conservação e seu papel na conservação de carnívoros brasileiros. In: WORKSHOP DE PESQUISA PARA A CONSERVAÇÃO DE CARNÍVOROS NEOTROPICAIS, 1., 2006, São Paulo. **Manejo e conservação de carnívoros neotropicais: Anais...** São Paulo: Edições IBAMA, 2006. p. 97-110.

RODRIGUES, F.H.G.; DESBIEZ, A.L.J.; GRANDO, R.L.S.C.; LACERDA, A.C.R.; HASS, A.; SILVA, W.R. Conservation of a population of maned wolves, *Chrysocyon brachyurus*, on a small reserve in the Cerrado. In: CONSORTE-MCCREA, A.; FERRAZ, E. **Ecology and conservation of the Maned Wolf: multidisciplinary perspectives**. Londres: CRC Press, 2013. p. 131-152.

SPERCOSKI, K.M.; MORAIS, R.N.; MORATO, R.G.; DE PAULA, R.C.; AZEVEDO, F.C.; MAY-JÚNIOR, J.A.; SANTOS, J.P.; REGHELIN, A.L.; WILDT, D.E.; SONGSASEN, N. Adrenal activity in maned wolves is higher on farmlands and park boundaries than within protected areas. **General and Comparative Endocrinology**, Denver, v. 179, p. 232-240, 2011.