



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação
UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA – UESB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GENÉTICA, BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM EM ÁREAS DE MATA ATLÂNTICA COM DIFERENTES FREQUÊNCIAS DE REGISTROS DE *Crax blumenbachii* (AVES: CRACIDAE) NO SUL DA BAHIA, BRASIL



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação
Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação
Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

ELAINE RIOS DA SILVA



Jequié-BA
2016

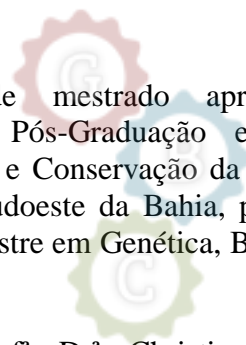
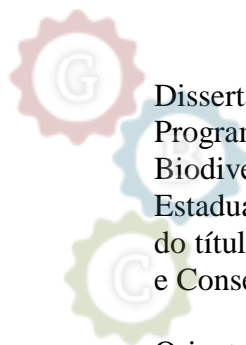
Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação
Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação
Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



ELAINE RIOS DA SILVA

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM EM ÁREAS DE MATA ATLÂNTICA COM DIFERENTES FREQUÊNCIAS DE REGISTROS DE *Crax blumenbachii* (AVES: CRACIDAE) NO SUL DA BAHIA, BRASIL



Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, para obtenção do título de Mestre em Genética, Biodiversidade e Conservação.

Orientador: Prof^a. Dr^a. Christine Steiner São Bernardo.

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

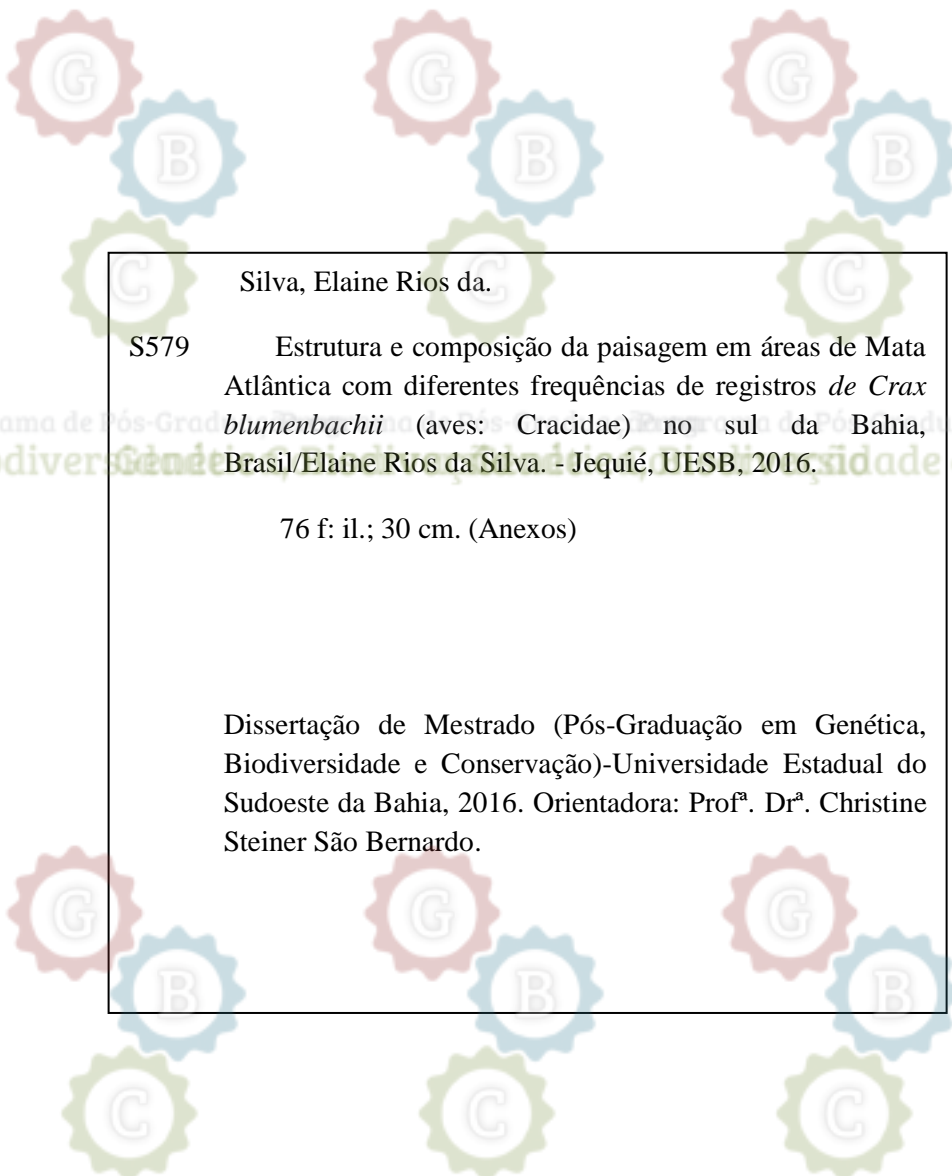


Jequié-BA
2016

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Silva, Elaine Rios da.

S579 Estrutura e composição da paisagem em áreas de Mata Atlântica com diferentes frequências de registros de *Crax blumenbachii* (aves: Cracidae) no sul da Bahia, Brasil/Elaine Rios da Silva. - Jequié, UESB, 2016.

76 f: il.; 30 cm. (Anexos)

Dissertação de Mestrado (Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação)-Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, 2016. Orientadora: Prof^a. Dr^a. Christine Steiner São Bernardo.

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



DEDICATÓRIA

Eu dedico esta dissertação a minha mãe Zélia Dias Rios, pelo seu amor incondicional, suas orações e por ter lutado para me oferecer uma educação de qualidade. Por ter transformado as dificuldades em amor. Mãe, sem você eu não teria conseguido!

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por tudo que tem me proporcionado. As alegrias e tristezas da vida têm me tornado mais forte, e é dele que vem a minha força!

As minhas irmãs Sângela e Bruna por cuidarem de mim com tanto carinho. Ao meu pai Val pelos ensinamentos e amor. E ao meu maior e melhor exemplo, minha mãe, qualquer coisa que eu diga será insuficiente para expressar o quanto a amo e sou grata. Amo todos vocês.

Aos meus amigos antigos (Ana Paula Barreto, Bárbara Santos, Didimari Santana...) e aos colegas de mestrado (Anselmo Souza, Mírian do Vale, Valéria Ribeiro, Fernando Silva, Jefferson Pereira...) pelo apoio e por ter proporcionado momentos para que eu pudesse relaxar e me divertir. Em especial a Polly (Poliane Farias), pois estivemos sempre juntas, na graduação, estudando para seleção, durante todo o período de mestrado, nas horas difíceis e nas festas rsrs. Valeu Polly! Com vocês as coisas se tornaram mais leves.

Agradeço especialmente a Jeferson Santos, que mesmo distante fisicamente se fez presente em todos os momentos. Obrigada pelo afeto, companheirismo e as inúmeras ajudas. As coisas se tornaram mais fáceis com você ao meu lado.

Aos professores do programa por compartilharem seus conhecimentos comigo; a funcionária Josiani pela paciência e esclarecimentos; ao setor de transportes da UESB por possibilitar as viagens; aos funcionários, professores e colegas que sempre me arranjavam um cantinho para que eu pudesse estudar.

Agradeço imensamente a minha orientadora Chris. Desde o início eu sabia que havia feito à escolha certa. Muitíssimo obrigada por ser tão presente, pela compreensão, disponibilidade, ajuda, puxões de orelha, motivação e por acreditar em mim. Admiro muito o seu trabalho e vou ser eternamente grata por tudo o que tem feito. Você faz sim um mundo melhor!!

Finalmente, agradeço a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro que possibilitou o desenvolvimento da pesquisa, contribuindo para minha formação e no preenchimento de lacunas de conhecimento para o meio científico.



BIOGRAFIA

Elaine Rios da Silva, 25 anos, formada em Licenciatura em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, campus de Jequié, em outubro de 2013. Ingressou no Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, em fevereiro de 2014, orientada pela professora Doutora Christine Steiner São Bernardo.



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



RESUMO

O *Crax blumenbachii*, mutum-do-sudeste, é uma ave endêmica da Mata Atlântica que está ameaçada de extinção. As populações remanescentes estão isoladas e restritas a uma pequena faixa da sua distribuição original, em fragmentos no sul da Bahia e Espírito Santo, além de populações reintroduzidas nos estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro. Há lacunas de conhecimento acerca das respostas de cracídeos às modificações do ambiente, principalmente numa escala espacial mais ampla. Os objetivos do estudo foram avaliar variáveis relacionadas à estrutura e composição da paisagem e sua influência na frequência de ocorrência do mutum-do-sudeste no sul da Bahia, além de identificar quais áreas de estudo estavam mais relacionadas entre si, quanto às variáveis que contribuem para permanência da espécie no local. Analisamos 14 fragmentos florestais com diferentes frequências de registro da espécie. Coletamos dez variáveis nas escalas de 2, 1 km, 500 m, escala de paisagem, e no interior de cada área de estudo, escala de mancha. Na escala de mancha, registros de mutum-do-sudeste foram mais frequentes em áreas com forma mais irregular, com baixa porcentagem de pastagem/agricultura e com baixa densidade de casas. Na escala de 500 m a frequência de registro foi relacionada a áreas com menor quilometragem de rios, estradas próximas, menor porcentagem de cabruca e maior densidade de fragmentos. Na escala de 1 km, a frequência de registro da espécie foi influenciada por maior cobertura florestal, menor densidade de fragmentos e casas. Por fim, na escala de 2 km, mutuns foram mais frequentes em áreas com maior quilometragem de estradas, desde que sejam próximas à borda do fragmento florestal analisado, maior densidade de fragmentos e por distância de casas. As áreas protegidas legalmente caracterizam-se por ter forma irregular com menor porcentagem de pastagem e agricultura e com maior área de casas na escala de mancha. Apresentaram também maior cobertura florestal e quilometragem de estradas nas escalas de 1 km e 2 km, respectivamente. Enquanto áreas sem proteção tiveram maior porcentagem de cabrucas e densidade de fragmentos na área de influência de 500 m. Devido às pesquisas em escala da paisagem ainda serem escassas para os cracídeos, nossos resultados trazem informações relevantes para conservação do mutum-do-sudeste e de outros cracídeos ameaçados de extinção que tenham requerimentos ecológicos semelhantes. Os dados podem auxiliar em programas de reintrodução, identificando quais áreas são mais adequadas para o mutum-do-sudeste e outras espécies de cracídeos com características semelhantes, além de fornecer informações que poderão ser utilizadas no manejo das áreas em que essas populações ainda persistem.

Palavras-chaves: ecologia de paisagem, escalas espaciais, fragmentação florestal, mutum-do-sudeste.



ABSTRACT

Crax blumenbachii or red-billed curassow is an endemic bird of the Atlantic Forest, which is threatened with extinction. The remaining populations are isolated and restricted to a small portion of the species original distribution, in forest fragments in south of Bahia and Espírito Santo, and there are populations reintroduced in the states of Minas Gerais and Rio de Janeiro. There is a considerable gap of knowledge on responses of cracids to environmental changes, especially in a wider spatial scale. The objectives were to evaluate variables related to the structure and composition of the landscape and how they may influence the frequency of occurrence of red-billed curassow in southern Bahia, as well as characterize the areas in relation to the variables that most contribute to the species persistence. We have analyzed fourteen forest fragments with different frequency records. We collected ten landscape variables within a radius of 2 km, 1 km, 500 m and patch scale. In patch scale, red-billed curassow records were more frequent in areas with irregular shape, with low percentage of pasture/agriculture and low density of houses. In the scale of 500 m- radius, the frequent records were related to areas with shortest extension of rivers, roads near the forest edge, lower percentage of cabruca and high density of forest fragments. At 1 km scale, the frequency of records was influenced by increased forest cover, and lower density of forest fragments and houses. Finally, within 2 km-radius, curassows were more frequent in areas with the longest extension of roads if they are near forest edges, with higher density of forest fragments and houses near forest edges. The legally protected areas had irregular shape, a lower percentage of pasture and agriculture and the largest area occupied by houses in the patch scale. They also presented higher forest cover and long extension of roads in the scales of 1 km and 2 km, respectively. Unprotected areas presented a higher percentage of cabruca and density of fragments within the 500 m- radius. Landscape-scale studies on cracids are rare and our results provide relevant information to the conservation of red-billed curassow and other threatened cracids which have similar ecological requirements. Our findings may assist reintroduction programs, identifying which are the most suitable areas for the red-billed curassow and other cracids with similar features, as well as provide information that may be used to manage the areas where these populations still persist.

Keywords: landscape ecology, spatial scales, forest fragmentation, red-billed curassow.

LISTA DE FIGURAS

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Figura 1. A espécie *Crax blumenbachii*. (A) Fêmeas registradas no município de Linhares/ES (Foto: Celi Aurora). (B) Macho adulto registrado em Ipaba/MG (Foto: Mario Martins) e (C) juvenil macho registrado em Linhares/ES (Foto: Luiz Rondini). Fotos disponíveis em www.wikiaves.com.br.....17

ARTIGO

Figura 2. Localização das áreas de estudo com diferentes graus de frequência de registro do mutum-do-sudeste (*Crax blumenbachii*). Os números no mapa correspondem a cada área de estudo descrita na Tabela 1, campo ID.....60

Figura 3. Teste de Mann-Whitney sobre variáveis explicativas relacionadas à frequência de registro do mutum-do-sudeste para duas categorias das áreas de estudo. (a) índice da forma, (b) pastagem e agricultura e (c) área total ocupada por casas referentes ao interior da área de estudo. (d) quilometragem total de rios (e) distância de estradas até a borda da área de estudo, (f) porcentagem de cabruca e (g) densidade de fragmentos para a escala de 500 m. (h) porcentagem de floresta, (i) densidade de fragmentos e (j) área total ocupada por casas dentro da escala de 1 km. (k) distância de estradas até a borda da área de estudo, (l) quilometragem total de estradas, (m) densidade de fragmentos e (n) distância de casas até a borda da área de estudo para a escala de 2 km.....69

Figura 4. Biplots gerados a partir da Análise dos Componentes Principais (ACP) em áreas com diferentes frequências de registro do mutum-do-sudeste (*Crax blumenbachii*). As linhas verdes representam as variáveis analisadas na ACP e os números indicam as áreas de estudo

(círculo preto= áreas de registros recentes e círculo azul= áreas de registros antigos) (Ver tabela 1, campo ID). Os gráficos correspondem às quatro escalas da paisagem analisadas, que estão indicadas na parte superior de cada gráfico. As variáveis apresentadas são: (pa) pastagem e agricultura, (atc) área total ocupada por casas, (for) índice da forma, (kmr) quilometragem total de rios, (deb) distância de estradas até a borda da área de estudo, (ca) cabruca, (df) densidade de fragmentos, (flo) floresta, (kme) quilometragem total de rios e (dcb) distância de casas até a borda da área de estudo.....71

LISTA DE TABELAS

ARTIGO

Tabela 1. Características das áreas de estudo em que foram coletadas informações da paisagem relacionadas à espécie mutum-do-sudeste (*Crax blumenbachii*). ID= número de identificação da área de estudo, RE= Reserva Ecológica, RPPN= Reserva Particular do Patrimônio Natural, Rebio= Reserva Biológica, PARNA= Parque Nacional, APA= Área de Proteção Ambiental, PESC= Parque Estadual Serra do Conduru e Faz.= Fazenda.....61

Tabela 2. Frequência de registro de mutuns-do-sudeste nas áreas de estudo (P= pesquisas realizadas com transectos lineares e armadilhas fotográficas e E= entrevistas).....63

Tabela 3. Variáveis da paisagem coletadas para as escalas de 2, 1 km, 500 m e interior dos 14 fragmentos de Mata Atlântica no sul da Bahia, Brasil.....65

Tabela 4. Parâmetros das variáveis explicativas dos Modelos Lineares Generalizados (MLGs) na frequência de registros de mutum-do-sudeste, na Mata Atlântica no sul da Bahia (for= Índice da forma; pa= Pastagem e agricultura; atc= Área total ocupada por casas; deb= Distância de estradas até a borda da área de estudo; ca= Cabruca; flo= Floresta; df=

Densidade de fragmentos; kme= Quilometragem total de estradas; kmr= Quilometragem total de rios; dcb= Distância de casas até a borda da área de estudo).....66

Tabela 5. Resultados do teste de Mann-Whitney para dez métricas da paisagem coletadas em quatro escalas espaciais em fragmentos de Mata Atlântica no sul da Bahia, Brasil.....68

Tabela 6. Peso fatorial do primeiro e segundo componente principal, extraídos da Análise dos Componentes Principais, para quatorze áreas com diferentes frequências de registro de mutum-do-sudeste em diferentes escalas espaciais.....72

MATERIAL SUPLEMENTAR

APÊNDICE 1

Tabela 1. Matrizes da correlação de Spearman das métricas da paisagem analisadas para escala de mancha, e as áreas de influência de 500 m, 1 e 2 km. (kmr)= quilometragem total de rios; (kme)= quilometragem total de estradas, (flo)= floresta, (ca)= cabruca, (floc)= floresta com cabruca, (pa)= pastagem e agricultura, (atc)= área total ocupada por casas, (for)= índice da forma, (drb)= distância de rios até a borda da área de estudo, (df)= densidade de fragmentos, (pf)= proximidade de fragmentos e (dcb)= distância de casas até a borda da área de estudo.....73

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ACP -	Análise dos Componentes Principais
AIC -	Critério de Informação de Akaike
ANA -	Agência Nacional das Águas
APA -	Área de Proteção Ambiental
Atc-	Área total ocupada por casas
Ca -	Cabruca
Dcb -	Distância de casas até a borda do polígono
Deb -	Distância de estradas até a borda
Df -	Densidade de fragmentos
DNIT -	Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes
Faz -	Fazenda
Flo -	Floresta
For -	Índice da forma
IBAMA -	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais
IBGE -	Instituto Brasileiro de Geografia e estatística
ICMBio -	Instituto Chico Mendes da Biodiversidade
IESB -	Instituto de Estudos Socioambientais do Sul da Bahia
IUCN -	International Union for Conservation of Nature
Kme -	Quilometragem total de estradas
Kmr -	Quilometragem total de rios
MLGs -	Modelos Lineares Generalizados
Pa -	Pastagem e agricultura
PARNA -	Parque Nacional
PESC -	Parque Estadual Serra do Conduru
RE -	Reserva Ecológica
Rebio -	Reserva Biológica
RPPN -	Reserva Particular do Patrimônio Natural
SAVE Brasil	Sociedade para Conservação das Aves do Brasil
VIF -	Fator de Inflação da Variância



SUMÁRIO

Introdução Geral.....	15
Referencial Teórico	16
<i>Crax blumenbachii</i>	16
Ecologia de Paisagem	19
Referências Bibliográficas.....	22
Estrutura e composição da paisagem em áreas de Mata Atlântica com diferentes frequências de registros de <i>Crax blumenbachii</i> (Aves: Cracidae) no sul da Bahia, Brasil.....	28
Resumo	28
Introdução.....	28
Material e métodos	31
Áreas de estudo.....	31
Frequência de registro do mutum-do-sudeste.....	32
Métricas da mancha e da paisagem.....	33
Análise dos dados	34
Caracterização das áreas de estudo.....	36
Resultados.....	36
Frequência de registro do mutum-do-sudeste.....	36
Caracterização das áreas de estudo.....	37
Discussão.....	38
Ocupação humana.....	38
Presença de estradas.....	42
Presença de rios.....	43
Fragmentação e isolamento do habitat.....	44
Implicações para conservação	46
Agradecimentos.....	48
Referências	48
Conclusões Gerais	76

Introdução Geral

No Brasil ocorrem atualmente 1919 espécies de aves (Piacentini, *et al*, 2015) e destas, duas espécies já foram extintas: a arara-azul-pequena (*Anodorhynchus glaucus*) e o maçarico-esquimó (*Numenius borealis*), e duas são extintas na natureza: ararinha-azul-de-spix (*Cyanopsitta spixii*) e o mutum-de-alagoas (*Mitu mitu*), que ainda podem ser encontradas em cativeiro (Silveira e Straube, 2008). Dentre as 164 espécies de aves da fauna brasileira globalmente ameaçadas de extinção de acordo com a SAVE Brasil (2016), encontra-se *Crax blumenbachii* (mutum-do-sudeste), que é endêmica da Mata Atlântica. Historicamente podia ser encontrada em uma pequena faixa de floresta de baixada e tabuleiro mais frequentemente abaixo de 500 m de altitude, nos estados da Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro (Alvarez e Devely, 2010; IBAMA, 2004). No entanto, as populações remanescentes estão restritas a fragmentos florestais no sul da Bahia e Espírito Santo e há populações reintroduzidas nos estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro (Silveira, *et al.* 2008).

De acordo com a lista nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção (Brasil, 2014) *Crax blumenbachii* é considerado “Críticamente em Perigo” e globalmente “Em Perigo” pela International Union for Conservation of Nature – IUCN (BirdLife International, 2013). A espécie foi extinta de suas áreas de ocorrência, principalmente pela perda de habitat e caça ilegal e suas populações encontram-se reduzidas e isoladas atualmente (IBAMA, 2004).

Por se tratar de uma espécie endêmica da Mata Atlântica que tem sofrido com a perda e fragmentação de habitat, a permanência dessa e de outras espécies que habitam esse local fica cada vez mais ameaçada (Ribeiro, *et al.* 2009). O status de ameaça da espécie merece atenção, sendo importante conhecer as características dos ambientes onde esta ainda persiste.

Visando preencher lacunas de conhecimento acerca das respostas de cracídeos às modificações do ambiente e auxiliar nas estratégias de conservação do mutum-do-sudeste, a pesquisa teve por objetivo analisar como a estrutura e composição da paisagem, em áreas de Mata Atlântica no Sul da Bahia, influenciam a frequência de registro da espécie em diferentes locais. Bem como, identificar quais dessas áreas estão mais relacionadas entre si com relação às variáveis que mais contribuem para explicar a frequência de registro da espécie.

Esta pesquisa traz informações relevantes, pois são identificados quais fatores mais colaboraram para que algumas populações se tornassem menos frequentes, assim como

fornece informações que podem ser utilizadas em programas que visem reintroduzir a espécie na Mata Atlântica, que também é o habitat de outras espécies como a preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*), o mico-leão-da-cara-dourada (*Leontopithecus chrysomelas*), o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) e o tatu-canastra (*Priodontes maximus*), todas consideradas ameaçadas de extinção de acordo com a lista vermelha da IUCN.

Referencial Teórico

Crax blumenbachii

A família Cracidae (conhecidos como jacus, jacutingas, mutuns e aracuãs) e Odontophoridae são os representantes da ordem Galliformes na América do Sul (Silveira *et al.* 2008). Os cracídeos estão distribuídos entre sul do Texas, Estados Unidos ao delta do Panamá, Argentina central e Uruguai (Pereira e Brooks, 2006). Das 56 espécies da família, 26 ocorrem no Brasil de acordo com a BirdLife International (2016) ou 24, segundo o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Piacentini *et al.* 2015). Essa diferença se dá em consequência à junção entre *Crax pinima* com *Crax fasciolata* e *Pipile grayi* com *Pipile cumanensis* (BirdLife International, 2016).

Representada pelos gêneros *Aburria*, *Crax*, *Ortalis*, *Pauxi*, *Penelope*, *Pipile* e *Nothocraxi*, a família Cracidae varia em tamanho e massa corpórea, desde indivíduos pequenos, como os aracuãs 500 g, até espécies que ultrapassam 3 kg como os mutuns (Pereira e Brooks, 2006; Silveira *et al.* 2008). As espécies podem ocorrer em regiões de planícies como *Crax*, *Ortalis* e *Mitu*, regiões montanhosas como o gênero *Pauxi*, em vegetações arbustivas como as espécies do gênero *Ortalis* e outras espécies são restritas principalmente a ambientes florestais como *Penelope*, cada uma das espécies apresentando algumas diferenças e similaridades em relação a sua biologia geral (Pereira e Brooks, 2006). Dentro da família existem ainda, gêneros com hábito principalmente terrícola (*Crax*, *Nothocrax* e *Pauxi*) e aqueles com hábito arborícola (*Aburria*, *Pipile*, *Penelope* e *Ortalis*) (Silveira *et al.* 2008).

Diversos trabalhos revelam que a dieta das espécies dessa família é baseada em frutos cujas sementes variam em tamanho, além de folhas, brotos, flores, raízes e pequenos invertebrados (Caziani e Protomastro, 1994; Júnior, 1996; Zaca *et al.* 2006; Londoño *et al.* 2007; Bertsch e Barreto, 2008). Estas aves contribuem em processos ecológicos como dispersão e predação de sementes e interferem na regeneração da floresta (Wright, 2003),

além de serem consideradas uma importante fonte proteica para predadores de topo e pequenos grupos familiares humanos (Brooks, 2006).

Embora sejam importantes em processos ecológicos e possuam valor econômico, elas correm sérios riscos. Das 24 espécies de cracídeos que ocorrem no Brasil (Piacentini *et al.* 2015), 10 encontram-se em algum nível de ameaça de acordo com a lista nacional de espécies ameaçadas de extinção (Brasil, 2014). O cracídeo *Crax blumenbachii*, conhecido popularmente como mutum-do-sudeste ou mutum-do-bico-vermelho é uma dessas espécies. Possui o comprimento do corpo variando entre 80 a 93 cm, podendo chegar a pesar 3,5 kg. Devido a essas características é considerado um cracídeo de grande porte (IBAMA, 2004). Possui dimorfismo sexual evidente, onde nos machos são observadas penas de coloração branca no crisso e no ventre, íris castanha, cere vermelha, bico negro e tamanho corporal maior do que a fêmea, enquanto as fêmeas possuem cere quase sempre negra, íris vermelha, abdômen e crisso ferrugíneo (Figuras 1A e 1B) (Sick, 1997; IBAMA, 2004). Machos imaturos possuem plumagem semelhante ao adulto, já sendo confundido como outra espécie por alguns pesquisadores (Figura 1C) (Sick, 1997).



Figura 1. A espécie *Crax blumenbachii*. (A) Fêmeas registradas no município de Linhares/ES (Foto: Celi Aurora). (B) Macho adulto registrado em Ipaba/MG (Foto: Mario Martins) e (C) juvenil macho registrado em Linhares/ES (Foto: Luiz Rondini). Fotos disponíveis em www.wikiaves.com.br.

Além de possuir capacidade de voo limitada, semelhante a outros cracídeos, a espécie tem hábito terrícola ficando boa parte do tempo no solo forrageando, empoleirando-se apenas para dormir, construir seus ninhos ou mesmo para fugir dos predadores (IBAMA, 2004). Possui uma dieta baseada principalmente em frutos e sementes, mas pode se alimentar também de pequenos animais que geralmente são encontrados no solo (IBAMA, 2004; Silveira, 2008). Diferente das espécies arborícolas, os mutuns são considerados mais

predadores do que dispersores de sementes, entretanto, eles parecem dispersar certas sementes duras e de porte maior (Brooks e Strahl, 2000).

Geralmente são considerados monogâmicos no ambiente natural e poligínicos em algumas situações especiais, como em cativeiro (IBAMA, 2004), embora seja sugerida poligamia em ambientes naturais (Srbek-Araújo, *et al.* 2012). A postura é de normalmente dois ovos (IBAMA, 2004) e o período de incubação pode chegar a 30 dias. Possuem filhotes nidífugos, acompanhando os pais após o nascimento (Silveira, *et al.* 2008). Foi observado que a construção do ninho é feita pelos machos no alto das árvores, por volta de 20 m, com materiais como galhos e lianas retirados do próprio local em que o ninho é construído (IBAMA, 2004; Silveira, 2008).

Quanto à vocalização, a espécie pode emitir um *wup* baixo durante a procura de alimento, uma vocalização mais aguda do tipo *ök-ök-ök* quando se sentem ameaçados e uma vocalização mais profunda e baixa conhecida por *booming* que é emitida apenas por machos no período de reprodução, podendo ser detectado a longas distâncias (Sick, 1997; IBAMA, 2004).

A fragmentação, perda de habitat e a caça fazem com que as populações do mutum-do-sudeste declinem, sendo esses os principais motivos da espécie estar ameaçada de extinção (BirdLife International, 2013). A espécie ocorre preferencialmente em áreas com baixa declividade (Collar e Gonzaga 1988; IBAMA 2004), embora possam utilizar menos frequentemente áreas com declive acentuado (Bernardo *et al.* 2011). Essas áreas mais planas da Mata Atlântica apresentam níveis elevados de heterogeneidade ambiental devido às condições de temperatura, precipitação e topografia (Tabarelli *et al.* 2010), resultando em regiões altamente endêmicas (Ribeiro *et al.* 2009). No entanto, a situação nesses locais é preocupante, porque a perda de habitat ocorre principalmente nessas áreas (Raéz-Luna, 1995; Angulo 2008; Ribeiro *et al.* 2009 e Tabarelli *et al.* 2010), sendo que 88% da cobertura florestal nessas terras baixas e intermediárias foram perdidas, enquanto que a maioria das áreas protegidas e remanescentes estão localizadas acima de 1200 m (Tabarelli *et al.* 2010). A Bahia é uma dessas regiões de terras intermediárias que teve historicamente suas florestas convertidas em solos agrícolas (Tabarelli *et al.* 2010).

Devido à acentuada redução das populações da espécie em sua área de distribuição original e as ameaças já mencionadas, foram realizados projetos de reintrodução em algumas localidades. A primeira reintrodução ocorreu na Fazenda Macedônia no estado de Minas Gerais no ano de 1991, no qual ocorreu a reintrodução de diferentes espécies de aves silvestres, incluindo 67 indivíduos do mutum-do-sudeste. A segunda reintrodução ocorreu em

1996 na Estação Ambiental dos Fechos/MG com 79 indivíduos reintroduzidos, e a terceira no ano de 1999 na Estação Ambiental de Peti, com a reintrodução de 31 indivíduos, também localizada em Minas Gerais (IBAMA, 2004). No ano de 2006, no Rio de Janeiro, foi realizada a quarta reintrodução de 48 indivíduos na Reserva Ecológica de Guapiaçu (Bernardo *et al.* 2011). Diferente das outras reintroduções, essa foi mais sistematizada, sendo a única em que os indivíduos foram monitorados após a liberação, utilizando rádio-transmissor, fornecendo informações sobre sobrevivência dos indivíduos liberados, área de vida e seleção do habitat por eles, gerando conhecimento para outros futuros projetos de reintrodução (Bernardo *et al.* 2011).

Os projetos de reintrodução, a criação do plano de ação e demais trabalhos tem somado esforços para desenvolver estratégias que auxiliem na conservação do mutum-do-sudeste. As interferências do homem na natureza, somado as suas características da história natural como baixa taxa reprodutiva, o longo tempo de geração, poucos descendentes e a dependência por um habitat específico (Brooks, 1999) a torna ainda mais susceptível a extinção (IBAMA, 2004). Porém, há muitas lacunas de conhecimento, entre elas, a resposta da espécie às alterações na paisagem. À medida que esses conhecimentos forem reunidos, aumentará a eficácia das estratégias de conservação.

Ecologia de Paisagem

A ecologia de paisagem foi fortemente influenciada pela Teoria de Biogeografia de Ilhas proposta por MacArthur e Wilson (1967), que pressupõe que o tamanho e o grau de isolamento da ilha exercem papéis importantes na movimentação de indivíduos, e que o número de espécies contidas nessas ilhas irá depender de um balanço dinâmico entre extinções e migrações. A ecologia de paisagem também foi fortemente influenciada pela Teoria de Metapopulações, que pressupõe um balanço entre extinção de subpopulações e taxas de colonização em fragmentos de habitat (Begon *et al.* 2007). Juntas, essas teorias dispõem uma base teórica para relacionar padrões espaciais e processos ecológicos.

No entanto, a associação entre a teoria de biogeografia de ilhas com a fragmentação florestal possui algumas limitações. A teoria não considera a migração de indivíduos entre as ilhas, mas apenas entre continente/ilha, os efeitos de borda, que podem resultar em extinções locais e modificações no ecossistema, não são consideradas as características da matriz, que pode ser determinante na conectividade entre os fragmentos florestais, as interferências

antrópicas que geralmente ocorrem como resultado da fragmentação e os impactos da fragmentação sobre o ecossistema (Laurance, 2008). Embora tenha oferecido um arcabouço teórico para o entendimento de processos de fragmentação, atualmente as pesquisas em ecossistemas fragmentados já superaram os requisitos oferecidos pela teoria de MacArthur e Wilson (Laurance, 2008).

A Ecologia de Paisagem com uma abordagem mais ecológica, que foi influenciada pela teoria de biogeografia de ilhas, tem como foco as paisagens naturais, aplicações dos seus conceitos para conservação da biodiversidade e manejo dos recursos naturais (Metzger, 2001). Nesse contexto mais ecológico, ela pode ser entendida como o estudo dos padrões dos diferentes tipos de habitat, e como esse padrão influencia a distribuição das espécies e os processos ecossistêmicos (Urban *et al.* 1987). Ela busca compreender quais são os efeitos causados pela heterogeneidade espacial sobre a ocorrência de espécies e manutenção de comunidades, populações e processos ecológicos (Koblitz *et al.* 2011).

Para entender essas questões e devido à heterogeneidade dos habitats é necessário definir escalas espaciais e metodologias adequadas de acordo com a espécie que está sendo estudada. As espécies utilizam a paisagem em escalas diferentes, dependendo das suas características de deslocamento, exigências de habitat e interações com outras espécies (Metzger, 2001). Dessa forma, uma única espécie pode utilizar a paisagem em diferentes escalas, dependendo do seu estágio de vida e de suas atividades diárias, e essa análise dos componentes da paisagem em uma escala adequada permite um manejo mais eficiente das espécies que ocorrem em áreas fragmentadas (Ricklefs, 2012).

Vários estudos tem demonstrado a importância de considerar diferentes escalas espaciais em paisagens para diferentes grupos (Hodgkison *et al.* 2007; Cozzi *et al.* 2008; Pinto e Keitt, 2008; Bartlam-Brooks, *et al.* 2013). Além disso, a escala espacial escolhida para desenvolver um estudo pode ter efeitos sobre as respostas obtidas, por isso há necessidade de analisar diferentes escalas para o mesmo organismo, e assim compreender quais os padrões gerais de como as espécies respondem às alterações do habitat (Hill e Hamer, 2004).

Especialmente para o grupo das aves, esse procedimento tem sido utilizado de forma recorrente para identificar como a ocorrência, riqueza e abundância das espécies são influenciadas pela paisagem circundante (Warren *et al.* 2005; Hodgkison, *et al.* 2007; Bonthoux *et al.* 2013; Gilroy *et al.* 2015). Embora em menor frequência, estudos com cracídeos também vem sendo apresentados e geralmente estão associados com pesquisas envolvendo outras espécies cinegéticas (Urquiza-Haas *et al.* 2009), sendo escassas pesquisas que tratam exclusivamente de cracídeos. Esses estudos são particularmente importantes em

paisagens fragmentadas, visto que, atividades como desmatamento, agricultura e aumento de áreas urbanizadas têm sido as principais causas de impactos ambientais no mundo inteiro (Kastner *et al.* 2012; Uuemaa *et al.* 2013). Além disso, interferências na paisagem no entorno de áreas protegidas podem afetar a espécies que ocorrem ali, principalmente aquelas que necessitam de grandes áreas de vida (Wester *et al.* 2009; Fynn e Bonyongo, 2011; Bartlam-Brooks *et al.* 2013).

Adicionalmente, a fragmentação do habitat gera aumento no número de manchas e isolamento entre elas na paisagem. A partir desses efeitos é possível traçar uma série de medidas relacionadas à fragmentação (Fahrig, 2003). Essas medidas, ou métricas, são importantes para detectar de forma rápida as modificações que ocorrem na paisagem em grandes escalas espaciais (Uuemaa *et al.* 2013).

Outro fator que deve ser considerado em paisagens fragmentadas é a conectividade entre os fragmentos. Essa conectividade pode ser expressa como a capacidade de facilitar fluxo biológico entre os elementos da paisagem (Metzger, 2001). Assim, fatores como o tipo de matriz, corredores ecológicos e “*stepping stones*” e a distância entre os habitats precisam ser considerados. A redução da conectividade entre habitats limita a dispersão dos organismos, deixando-os mais vulnerável a efeitos negativos como a redução do fluxo gênico. Dessa forma, a conectividade se torna um dos aspectos mais relevantes para conservação de espécies que sobrevivem em áreas fragmentadas (Forero-Medina e Vieira, 2007). Outra abordagem que deve ser considerada é investigar o quanto de habitat é necessário para persistência de espécies vulneráveis, incluindo todas as demandas de habitats diferentes que essas espécies possuem ao longo de sua vida (Fahrig, 2003).

Portanto, a Ecologia de Paisagem oferece ferramentas para compreender e responder aos principais problemas ambientais que estão relacionados à fragmentação e ao uso dos recursos naturais (Metzger, 2001), permitindo a identificação de quais características da paisagem mais influencia para a persistência de uma espécie num determinado local, gerando informações que são essenciais para traçar estratégias de conservação (Thornton *et al.* 2012).

Referências Bibliográficas

ALVAREZ, PF. & DEVELEY, AD. (Orgs). 2010. Conservação do mutum-do-sudeste (*Crax blumenbachii*) cinco anos de implementação do Plano de Ação. SAVE Brasil. São Paulo, Brasil. 47 p.

ANGULO, FP. 2008. Current status and conservation of wild and reintroduced White-winged Guan (*Penelope albipennis*) populations. *Ornitologia Neotropical*, vol. 19, p. 279-286.

BARTLAM-BROOKS, HLA.; BONYONG, MC. & HARRIS, S. 2013. How landscape scale changes affect ecological processes in conservation areas: external factors influence land use by zebra (*Equus burchelli*) in the Okavango Delta. *Ecology and Evolution*, vol. 3, no. 9, p. 2795-2805.

BEGON, M.; TOWNSEND, CR. & HARPER, JL. 2007. *Ecologia de indivíduos a ecossistemas*. 4ª ed. Porto Alegre: Artmed. 752 p.

BERNARDO, CSS.; LLOYD, H.; OLMOS, FC.; CANCIAN, LF. & GALETTI, M. 2011. Using post-release monitoring data to optimize avian reintroduction programs: a 2-year case study from the Brazilian Atlantic rainforest. *Animal Conservation*, vol. 14, p. 676-686.

BERTSCH, C. & BARRETO, GR. 2008. Abundancia y area de acción del Paují de copete (*Crax daubentoni*) em los llanos centrales de Venezuela. *Ornitologia Neotropical*, vol. 19 (Supplement), p. 287-293.

BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2013. The IUCN red list of threatened species. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/details/22678544/0>>. Acesso em 28 de janeiro de 2016.

BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2016. Species. Disponível em: <<http://www.birdlife.org/datazone/species/search>>. Acesso em 20 de fevereiro de 2016.

BONTHOUX, S.; BARNAGAUD, JY.; GOULARD, M. & BALENT, G. 2013. Contrasting spatial and temporal responses of bird communities to landscape changes. *Oecologia*, vol. 172, p. 563-574.

Brasil. 2014. Lista nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção. Disponível em: <[http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/avaliacao-do-](http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/avaliacao-do-risco/PORTARIA_N%C2%BA_444_DE_17_DE_DEZEMBRO_DE_2014.pdf)

risco/PORTARIA_N%C2%BA_444_DE_17_DE_DEZEMBRO_DE_2014.pdf>. Acesso em 28 de janeiro de 2016.

BROOKS, DM. 1999. Pipile as a protein source to rural hunters and Amerindians. – In: BROOKS, DM.; BEGAZO, AJ. & OLMOS, F. Biology and Conservation of the Piping Guans (*Pipile*) Spec. Monogr. Ser. CSG 1, pp. 42-50.

BROOKS, DM. & STRAHL, SD. (compilers). 2000. Currassows, Guans and chachalacas. Status survey and conservation action plan for Cracids 2000-2004. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

BROOKS, DM. 2006. The utility of hotspot identification for forest management: cracids as biondicators. Acta Zoologica Sinica, vol. 52 (Supplement), p. 199-201.

CAZIANI, SM. & PROTOMASTRO, JJ. 1994. Diet of the chaco chachalaca. Wilson Ornithological Society, 106, p. 640-648.

COLLAR, NJ. & GONZAGA, LAP. 1988. O mutum *Crax blumenbachii* na Reserva Florestal Particular de Linhares – ES. Espaço, Ambiente e Planejamento, vol. 2, no. 8, p 3-34.

COZZI, G.; MULLER, CB. & KRAUSS, J. 2008. How do local habitat management and landscape structure at different spatial scales affect fritillary butterfly distribution on fragmented wetlands? Landscape Ecol, vol. 23, p. 269-283.

FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Ecology, Evolution and Systematics, vol. 34, p. 487-515.

FERERO-MEDINA, G. & VIEIRA, MV. 2007. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. Oecologia Brasiliensis, vol. 11, no. 4, p. 293-502.

FYNN, RW. & BONYONGO, MC. 2011. Functional conservation areas and the future of Africa's wildlife. African Journal of Ecology, vol. 49, p. 175-188.

GILROY, JJ.; URIBE, CAM.; HAUGAASEN, T. & EDWARDS, DP. 2015. Effect of scale on trait predictors of species responses to agriculture. *Conservation Biology*, vol. 29, no. 2, p. 463-472.

HILL, JK. & HAMER, KC. 2004. . Determining impacts of habitat modification on diversity of tropical forest fauna: the importance of spatial scale. *Journal of Applied Ecology*, vol. 41, p. 744-754.

HODGKISON, S.; HERO, JM. & WARNKEN, J. 2007. The efficacy of small-scale conservation efforts, as assessed on Australian golf courses. *Biological Conservation*, vol. 136, p. 576-586.

IBAMA. 2004. Plano de ação para a conservação do mutum-do-sudeste *Crax blumenbachii*. Séries Espécies Ameaçadas. p. 50. Ministério do Meio Ambiente, no. 1.

JUNIOR, JFC. 1996. Aceitação de alimento por *Crax blumenbachii*, *C. fasciolata* e *Penelope Superciliaris* (Cracidae) em cativeiro. *Ararajuba*, vol. 4, p. 42-47.

KASTNER, RV.; RIVAS, MJL.; KOCH, W. & NONHEBEL, S. 2012. Global changes in diets and the consequences for land requirements for food. *PNAS*, vol. 109, no. 18, p. 6868-6872.

KOBLITZ, RV.; JÚNIOR, SJP.; AJUZ, RCA. & GRELLE, CEV. 2011. Ecologia de paisagens e licenciamento ambiental. *Natureza e Conservação*, vol. 9, no. 2, p. 244-248.

LAURANCE, WF. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation*, vol. 141, p. 1731-1744.

LONDOÑO, GA.; MUÑOZ, MC. & RIOS, MM. 2007. Density and natural history of the sickle-winged guan (*Chamaepetes goudotii*) in the central Andes, Colombia. *Wilson Journal Ornithological*, vol. 119, p. 228-238.

MacARTHUR, RH. & WILSON, EO. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution*, vol. 17, no. 4, p. 373-387.

METZGER, JP. 2001. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica*, vol. 1, p. 1-9.

PEREIRA, SL. & BROOKS, DM. 2006. Conservando os cracídeos: a família de aves mais ameaçadas das américas. *Miscellaneous Publications of The Houston Museum of Natural Science*, no. 6, 116p.

PIACENTINI, VQ.; ALEIXO, A.; AGNE, CE.; MAURÍCIO, GN.; PACHECO, JF.; BRAVO, GA.; BRITO, GRR.; NAKA, LN.; OLMOS, F.; POSSO, S.; SILVEIRA, LF.; BETINI, GS.; CARRANO, E.; FRANZ, I.; LEES, AC.; LIMA, LM.; PIOLI, D.; SCHUNCK, F.; AMARAL, FR.; BENCKEL, GA.; COHN-HAFT, M.; FIGUEIREDO, LFA.; STRAUBE, FC. & CESARI, E. 2015. Annotated check list of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee/ Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia*, vol. 23, no. 2, p. 91-298.

PINTO, N. & KEITT, TH. 2008. Scale-dependent responses to forest cover displayed by frugivore bats. *Oikos*, vol. 117, p. 1725-1731.

RÁEZ-LUNA, EF. 1995. Hunting large primates and conservation of the Neotropical rain forests. *Oryx*, vol. 29, no. 1, p. 43-48.

RIBEIRO, MC.; METZGER, JP.; MARTENSEN, AC. PONZONI, FJ. & HIROTA, MM. 2009. The brazilian Atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, vol. 142, p. 1141-1143.

RICKLEFS, RE. *Ecologia de Paisagem*. 2012. In: RICKLEFS, RE. *A economia da natureza*. Guanabara Koogan. p. 469-483.

SAVE Brasil. 2016. Espécies brasileiras globalmente ameaçadas de extinção. Disponível em: <<http://www.savebrasil.org.br/especies-brasileiras-globalmente-ameacadas-de-extincao/>>. Acesso em 20 de fevereiro de 2016.

SICK, H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira. 912 p.

SILVEIRA, LF. 2008. *Crax blumenbachii* Spix, 1825. In: SILVEIRA, LF. & STRAUBE, FC. *Aves ameaçadas de extinção no Brasil*. Brasília, Ministério do Meio Ambiente. Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas. Série Biodiversidade. p. 428-429.

SILVEIRA, LF.; SOARES, ES. & BIANCHI, CA. 2008. Plano de ação para conservação de Galliformes ameaçados de extinção (acaruãs, jacus, jacutingas, mutuns e urus). Séries Espécies Ameaçadas. p. 90. Instituto Chico Mendes da Biodiversidade, no. 6.

SILVEIRA, LF. & STRAUBE FC. 2008. Aves ameaçadas de extinção no Brasil. In: MACHADO, ABM.; DRUMMOND, GM. & PAGLIA, AP. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Brasília, Ministério do Meio Ambiente. Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas. Série Biodiversidade, p. 378-677.

SRBEK-ARAUJO, AC.; SILVEIRA, LF. & CHIARELLO, AG. 2012. The red-billed curassow (*Crax blumenbachii*): social organization, and daily activity patterns. The Wilson Journal of Ornithology, vol. 124, no. 2, p. 321-327.

TABARELLI, M.; AGUIAR, AV.; RIBEIRO, MC.; METZGER, JP. & PERES, CA. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic forest: lessons from aging human-modified landscapes. Biological Conservation, vol. 143, p. 2328-2340.

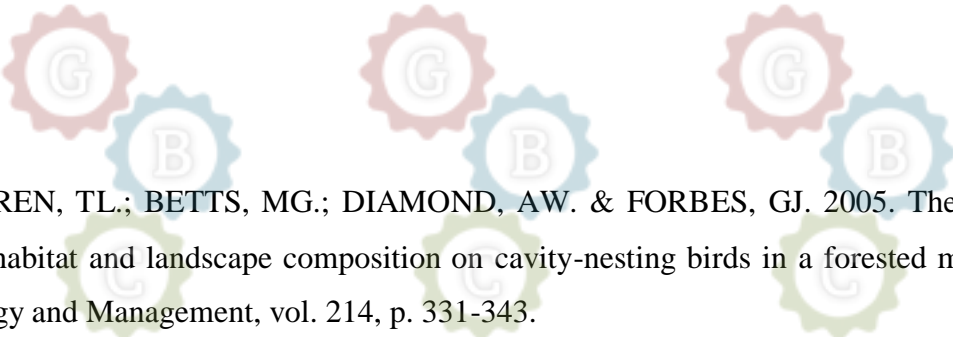
THORNTON, DH.; BRANCH, LC. & SUNQUIST, ME. 2012. Response of large galliforms and tinamous (Cracidae, Phasianidae, Tinamidae) to habitat loss and fragmentation in northern Guatemala. Oryx, vol. 46, p. 567-576.

URBAN, DL.; O'NEILL, RV. & SHUGART JR, HH. 1987. Landscape ecology. Bioscience, vol. 37: 119-127.

URQUIZA-HAAS, T.; PERES, CA. & DOLMAN, PM. 2009. Regional scale effects of human density and forest disturbance on large-bodied vertebrates throughout the Yucatán Peninsula, Mexico. Biological Conservation, vol. 142, p. 134-148.

UUEMAA, E.; MANDER, U. & MARJA, R. 2013. Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: a review. Ecological Indicators, vol. 28, p. 100-106.

ZACA, W.; SILVA, WR. & Pedroni, F. 2006. Diet of the rusty-margined guan (*Penelope superciliaris*) in an altitudinal forest fragment of southeastern Brazil. Ornitologia Neotropical, vol. 17, p. 373-382.



WARREN, TL.; BETTS, MG.; DIAMOND, AW. & FORBES, GJ. 2005. The influence of local habitat and landscape composition on cavity-nesting birds in a forested mosaic. *Forest Ecology and Management*, vol. 214, p. 331-343.

WESTERN, D.; RUSSELL, S. & CUTHILL, I. 2009. The status of wildlife in protected areas compared to non-protected areas of Kenya. *Plos One*, vol. 4, Issue 7: e6140.

WRIGHT, SJ. 2003. The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 6, n. 1-2, p. 73-86.



Estrutura e composição da paisagem em áreas de Mata Atlântica com diferentes frequências de registros de *Crax blumenbachii* (Aves: Cracidae) no sul da Bahia, Brasil

Elaine Rios da Silva* e Christine Steiner São Bernardo

Programa de Pós-graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação, Univ. Estadual do Sudoeste da Bahia, Brasil.

*Autor para correspondência: lanerios17@hotmail.com

Resumo

Crax blumenbachii (mutum-do-sudeste) é um cracídeo ameaçado de extinção que é endêmico da Mata Atlântica brasileira. Utilizamos diferentes escalas (interior do polígono, 500 m, 1 e 2 km) para avaliar a influência de dez características da paisagem (índice da forma, porcentagem de pastagem e agricultura, floresta e cabruca, área total ocupada por casas, densidade de fragmentos florestais, quilometragem total de rios e estradas e distância de estradas e casas até a borda do polígono), sobre a frequência de registro da espécie em quatorze fragmentos florestais no sul da Bahia, Brasil. Identificamos também características de cada área quanto às variáveis que contribuem para permanência da espécie no local. No interior do polígono, a frequência de registro da espécie foi influenciada positivamente pelo índice da forma e negativamente por pastagem e agricultura e área total ocupada por casas. Na escala de 500 m, a frequência de registro foi influenciada negativamente por quilometragem total de rios, distância de estradas, cabruca e densidade de fragmentos. Houve influência positiva de floresta e negativa de densidade de fragmentos e área total ocupada por casas na escala de 1 km. Para 2 km, a frequência de registro foi influenciada negativamente por distância de estradas até a borda e positivamente por quilometragem total de estradas, densidade de fragmentos e distância de casas. As áreas protegidas legalmente foram mais relacionadas à forma irregular com menor porcentagem de pastagem e agricultura e com maior área de casas no interior. Apresentaram também maior cobertura florestal e quilometragem de estradas nas escalas de 1 e 2 km, respectivamente. Enquanto áreas sem proteção teve maior porcentagem de cabruças e densidade de fragmentos na escala de 500 m. Nossos resultados poderão auxiliar na escolha e monitoramento de habitats mais adequados para conservação da espécie e de outros cracídeos com características semelhantes.

Introdução

A Mata Atlântica compreende um dos 35 *hotspots* mundiais, ou seja, mais ricos em endemismo e mais ameaçados do mundo (Myers et al. 2000). Atualmente, a maior parte dos remanescentes de Mata Atlântica são constituídos de fragmentos florestais com área de até 50 ha, espaçados entre si por uma distância média de ~1,5 km contudo, estes pequenos

fragmentos florestais contribuem para reduzir o isolamento e, se eliminados da paisagem, aumentam a distância média de isolamento para mais de 3,5 km (Ribeiro et al. 2009), impossibilitando a persistência de algumas espécies nesses locais devido a área reduzida (Scarano e Ceotto 2015). Dentre as sub-regiões biogeográficas em que estão distribuídas as espécies endêmicas na Mata Atlântica brasileira, a Bahia é a segunda maior área que detém sua vegetação original (17,7%), mas apenas 4,2% dos remanescentes florestais desta região são protegidos (Ribeiro et al. 2009).

Boa parte da cobertura florestal remanescente na região sul do estado da Bahia é composta por um mosaico de floresta e plantações de cacau, mais conhecido regionalmente como cabruças (Faria et al. 2007, Schroth et al. 2011). Porém, com a queda na produção devido a uma infecção fúngica conhecida como vassoura-de-bruxa (Pereira et al. 1996), os agricultores iniciaram o processo de extração de madeira (Schroth et al. 2011) e substituição das cabruças por monoculturas como a do eucalipto (Bacha e Barros 2004, Neto 2012). Desde então, 27 gerações do mutum-do-sudeste, considerando que o tempo de geração é de 10 anos (Bernardo et al. 2014), passaram pelo processo de deterioração da Mata Atlântica no sul da Bahia desde o início do desmatamento, para implantação das cabruças em 1746 (CEPLAC 2014), até os dias atuais.

Avaliar o impacto das modificações antrópicas na paisagem sobre a biodiversidade se tornou uma demanda para a conservação das espécies (Pereira et al. 2004, Murray et al. 2006, Urquiza-Haas et al. 2009, Bonthoux et al. 2013). A análise dessas modificações oferece uma visão de como as espécies estão respondendo a essas alterações na paisagem (Tabarelli et al. 2010), e devem ser investigadas utilizando escalas espaciais adequadas para se obter informações acuradas (Hill e Hamer 2004, Holland et al. 2004).

Muitas espécies florestais de grande porte podem servir como bioindicadoras, pois sua presença/ausência pode ajudar a identificar áreas de integridade florestal ou áreas com muita

pressão de caça (Brooks 2006). Na América do Sul, um dos poucos grupos de aves que pode servir a este propósito pertence à família Cracidae (Galliformes: Aves), principalmente mutuns e jacus que são considerados indicadores da qualidade do habitat (Brooks e Strahl 2000, Brooks 2006, Brooks e Fuller 2006) e representam uma rica fonte proteica para pequenos grupos familiares que vivem próximos as suas áreas de ocorrência (Brooks 1999, Brooks 2006, Brooks e Fuller 2006).

Historicamente, a caça e a perda de habitat constituem as principais ameaças a sobrevivência dos cracídeos (Brooks, 1999, Begazo e Bodmer 1998, Martínez-Morales 1999, Thiollay 2005, Hayes et al. 2009b, Barrio 2011), que reúnem o maior número de espécies de aves ameaçadas da região neotropical (Pereira et al. 2004, Bertsch e Barreto 2008). Apesar de ser conhecida a importância de cracídeos na dispersão e predação de sementes de variados tamanhos, ainda não sabemos como o desaparecimento deste grupo de aves afetará os processos ecológicos, como por exemplo, a dinâmica populacional das espécies de árvores (Tabarelli e Peres 2002). Assim, é preciso compreender como os cracídeos respondem as modificações feitas na paisagem (Santamaría e Franco 2000, Brooks e Fuller 2006).

O mutum-do-sudeste (*Crax blumenbachii*), classificado como “Em Perigo” pela International Union for Conservation of Nature (BirdLife International 2013) e “Criticamente em Perigo” de acordo com a lista nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção (Brasil 2014) é um dos cracídeos que podemos considerar para investigar como a estrutura e a composição da paisagem influenciam a ocorrência desta espécie. As poucas populações que ainda restam estão isoladas entre si, com diferentes números de indivíduos e restritas a uma pequena faixa da sua distribuição original, situada exclusivamente na Mata Atlântica do leste do Brasil (IBAMA 2004, Silveira et al. 2008). Atualmente as populações autóctones localizam-se apenas na parte norte de sua distribuição original (Espírito Santo e Bahia), havendo esparsas populações reintroduzidas no Rio de Janeiro e Minas Gerais (IBAMA 2004,

Bernardo et al. 2011a). Devido a esta situação, é considerado um dos cracídeos mais ameaçados de extinção da Mata Atlântica (IBAMA 2004, BirdLife 2013, Brasil 2014).

Cracídeos tem respondido de forma negativa as alterações ambientais como a perda e fragmentação do habitat (Thornton et al. 2012), proximidade com comunidades humanas (Begazo e Bodmer 1998) e estradas, que tem facilitado a extração de recursos das florestas e aumentado a pressão de caça (Martinez-Morales 1999). Além disso, as espécies são recorrentemente reportadas próximas a fontes de água (Hill et al. 2008) e fazendo uso de áreas cultivadas (Bernardo et al. 2011a, Hayes et al. 2009a). Assim, o estudo teve por objetivo avaliar variáveis relacionadas à estrutura e composição da paisagem e como elas podem influenciar na frequência de ocorrência do mutum-do-sudeste em áreas situadas no sul da Bahia. Nossa hipótese é que mutuns-do-sudeste ocorram com mais frequência em áreas com alta porcentagem de cobertura vegetal, distantes de casas e estradas e próximo a rios e a áreas com agricultura de pequena escala. Além disso, identifiquei quais áreas com diferentes frequências de registros de mutuns-do-sudeste estavam mais relacionadas entre si, quanto às variáveis que contribuem para permanência da espécie no local.

Material e métodos

Áreas de estudo

Nós coletamos os dados em quatorze remanescentes da Mata Atlântica que diferem em tamanho e grau de proteção situadas no sul da Bahia, Brasil (Figura 2 e Tabela 1). O tipo predominante de vegetação é a floresta ombrófila densa, em diferentes estágios sucessionais, que é caracterizada por possuir altas temperaturas e elevada precipitação, bem distribuídas ao longo do ano (IBGE 2012). Adicionalmente, outros tipos de ecossistemas naturais como

manguezais, restingas e também áreas com cultivo de cacau, banana, eucalipto e sistemas agroflorestais compõem essas áreas.

Frequência de registro do mutum-do-sudeste

Utilizamos as informações disponíveis no Plano de Ação de *Crax blumenbachii* (IBAMA 2004) e cedidas por pesquisadores para identificar áreas de registro histórico e atual da espécie no sul da Bahia. As áreas selecionadas foram classificadas de acordo com a frequência em que a espécie era registrada em cada local no período de 1 ano. A frequência de ocorrência da espécie em cada área foi obtida a partir de dados disponíveis na literatura com o método de transectos lineares e/ou armadilhas fotográficas e por meio de entrevistas semiestruturadas com funcionários, pesquisadores e moradores que vivem dentro ou no entorno das áreas analisadas e frequentam as áreas de mata (Tabela 2). Foram realizadas de 2 a 4 entrevistas/área, totalizando 42 entrevistas, tendo sido considerado apenas pessoas que frequentavam a mata atualmente e que não fizessem parte da mesma família (Tabela 2). Utilizamos uma prancha contendo imagens da fêmea e macho do mutum-do-sudeste e de outros cracídeos, com imagens tanto de cracídeos que ocorrem no sul da Bahia, quanto daqueles não ocorrem. Este é um mecanismo utilizado para confirmar o conhecimento dos entrevistados sobre o mutum-do-sudeste e assim evitar falsos-positivos (i.e. quando o entrevistado confirma a presença, mas não identifica corretamente a imagem da espécie na prancha e/ou quando ele confirma a presença de espécies que não ocorrem na região sul da Bahia).

Compilamos essas informações e categorizamos as quatorze áreas de estudo em: áreas com mais de 4 registros de mutuns-do-sudeste no período de 1 ano, áreas com 2 a 3 registros no período de 1 ano, áreas com apenas 1 registro no período de 1 ano e áreas em que a espécie

não foi registrada há mais de 15 anos (Figura 2, Tabela 2). Consideramos as áreas de 1 a 9 como de registros recentes e de 10 a 14 como áreas de registros antigos (Tabela 1).

Não houve associação significativa entre a forma de amostragem (entrevista ou pesquisa) e as categorias de frequência de ocorrência de mutuns-do-sudeste ($\chi^2=1,88$, $p=0,59$), i.e. não existe viés nas frequências de ocorrência associado ao tipo de amostragem.

Métricas da mancha e da paisagem

Utilizamos polígonos para cada área de estudo e avaliamos diferentes variáveis considerando a área interna do polígono de mata (escala de mancha) e as áreas de influência de 2 km, 1 km e 500 m de raio (escala de paisagem). A área máxima de influência foi selecionada de acordo com a distância média entre as áreas de vida dos casais de mutuns-do-sudeste nativos, que varia de 2 a 3 km (Sick 1997), similar ao encontrado para mutuns reintroduzidos na Reserva Ecológica de Guapiaçu, no Rio de Janeiro (Bernardo et al. 2011a). Após 16 meses da liberação dos indivíduos, cada casal formado estava distante em média 2,8 km de outros casais (Bernardo et al. 2011a). Para não haver sobreposição decidimos analisar a resposta da espécie numa escala <3 km no entorno de cada área estudada.

Utilizamos o software ArcGis (versão 10.3 Environmental Systems Research Institute) e Google Earth (<<http://www.google.com/earth/>>) para a delimitação dos polígonos das áreas de estudo e extração de informações das variáveis contidas nas camadas ambientais, obtidas em diferentes fontes (Tabela 3).

Para o cálculo do índice da forma (IF) de cada polígono nós aplicamos a fórmula:

$$IF = \frac{\text{perímetro}}{200} \cdot (\pi \cdot \text{área do fragmento})^{0.5}$$

Assim, as áreas que obtiveram resultado ≤ 1 foram consideradas áreas com forma mais circular, enquanto que as áreas com valores > 1 foram consideradas áreas com formato mais irregular (Laurance 1991, Laurance & Yensen 1991).

Analizamos rodovias e estradas sem pavimentação e as nomeamos como “estradas” e calculamos a quilometragem total e a distância mais próxima até a borda da mancha. Fizemos o mesmo para a variável rios. Para o cálculo da porcentagem de floresta, com ausência de cabruças, a vegetação em estágios de sucessão primária e secundária foi somada. Calculamos também a porcentagem de área ocupada por floresta somada com áreas de cabruças, apenas cabruças e de pastagem e agricultura (Tabela 3). Analizamos ainda a densidade de fragmentos, número de fragmentos dividido pela área, e a proximidade desses fragmentos até a borda de cada mancha, além disso, calculamos a área ocupada por casas e a distância dessas até a borda da mancha (Tabela 3). Não fizemos distinção entre residências e outras construções como igrejas, escolas, galpões ou pequenas cabanas próximas à mata, que embora possam oferecer impactos diferentes, todos indicam a presença de humanos.

Na escala de mancha não foram analisadas as variáveis relacionadas à densidade de fragmentos e a distância de estradas, rios, fragmentos florestais e casas, do mesmo modo que o índice da forma da mancha foi calculado apenas na escala de mancha.

A porcentagem de declividade do terreno foi medida na escala de mancha e de paisagem e utilizada nas análises, em um estudo piloto. Porém, esta variável não foi considerada nos modelos, pois a ausência de variância enviesava os resultados.

Análise dos dados

Para testar diferentes modelos com combinações de variáveis explicativas em diferentes escalas de paisagem, utilizamos os Modelos Lineares Generalizados (MLGs, distribuição de Poisson). Antes, verificamos a multicolinearidade entre as variáveis coletadas utilizando a

correlação de Spearman, entre todas as combinações de pares de variáveis para as diferentes escalas analisadas (Material suplementar Apêndice 1, Tabela 1). A maioria apresentou multicolinearidade ($r \geq 0,70$), o que dificultou a exclusão de variáveis para realizar as análises subsequentes (MLG). Deste modo, a princípio foi adotado o procedimento de utilizar todas elas para a construção de Modelos Lineares Generalizados (Freckleton 2011, Burnham et al. 2011) e o melhor modelo para cada escala foi selecionado. Esses modelos foram selecionados com base no menor valor de Critério de Informação de Akaike (AIC), cuja diferença entre os AIC foi menor ou igual a 2 ($\Delta AIC \leq 2$) (Burnham e Anderson 2004).

Quando houve a presença de variáveis autocorrelacionadas no melhor modelo selecionado para cada escala, foi verificado o Fator de Inflação da Variância (VIF) de cada variável e excluída a que apresentou $VIF \geq 5$ (Dormann et al. 2013). Este procedimento foi adotado para apresentar MLGs sem variáveis correlacionadas.

Após analisar os melhores modelos gerados em cada escala, nós selecionamos apenas o modelo com maior peso, para as escalas que apresentaram mais de um modelo. Para tal foi empregada a abordagem de *model averaging*. A porcentagem de *deviance* explicada (DE) foi calculada, representando uma medida de ajuste do modelo. A lista do melhor modelo para cada escala é apresentada na Tabela 4 (i.e. o que apresentou melhor ajuste). As análises estatísticas foram realizadas no software R versão 3.2.2. (R Development Core Team 2015) utilizando o pacote *glmulti*, *BiodiveristyR* e *MuMIn*.

Verificamos também se houve diferença significativa das variáveis coletadas entre as áreas com registros mais recentes da espécie (>4 registros a 1 registro no ano) com áreas em que o registro da espécie é mais antigo (mais de 15 anos), para isso realizamos o teste de Mann-Whitney no programa BioEstat versão 5.0.

Caracterização das áreas de estudo

Utilizamos as dez variáveis em uma Análise de Componentes Principais (ACP) para caracterizá-las e identificar quais áreas de estudo eram mais semelhantes com relação às variáveis analisadas. Interpretamos o primeiro e segundo eixo produzido pela ACP, para explicar a variação total entre as variáveis da paisagem analisadas nas quatorze áreas de estudo. As análises estatísticas foram realizadas no software Past versão 3.10.

Resultados

Frequência de registro do mutum-do-sudeste

As análises via Modelos Lineares Generalizados (MLGs) demonstraram um alto valor do poder explicativo para os modelos gerados, com *deviance* (DE) variando entre 37,5% e 72,4% (Tabela 4).

Na escala de mancha, a frequência dos registros da espécie foi influenciada positivamente pela forma do fragmento florestal e negativamente por pastagem e agricultura e área total ocupada por casas.

No modelo de maior *deviance* (escala de 500 m), quilometragem total de rios e distância de estradas até a borda da área de estudo, % de cabruca e densidade de fragmentos florestais influenciaram negativamente a frequência de registro do mutum.

Quanto à escala de 1 km, a frequência de registro da espécie foi influenciada positivamente por porcentagem de floresta e negativamente por densidade de fragmentos florestais e área total de casas. Enquanto na escala de 2 km, a frequência de registro do mutum-do-sudeste foi influenciada negativamente por distância de estradas até a borda da área de estudo e positivamente por quilometragem total de estradas, densidade de fragmentos e distância de casas até a borda da área de estudo.

Houve diferença significativa entre áreas de registros mais recentes e antigos para as variáveis % de pastagem e agricultura ($U= 6,00$, $p= 0,013$) no interior da área de estudo e distância de estradas até a borda da área de estudo ($U= 5,00$, $p= 0,009$) na escala de 500 m (Figura 3A e 3E, Tabela 5).

Caracterização das áreas de estudo

No interior da área de estudo, escala de mancha, a variância total dos dados foi explicada pelo primeiro (52,19%) e segundo eixo (34,95%) da Análise dos Componentes Principais (ACP). As variáveis que mais contribuíram positivamente para o primeiro eixo foram área total de casas (peso= 0,713) e forma do fragmento (peso= 0,697). As áreas 4 e 14 foram mais relacionadas a essas variáveis. No segundo eixo, pastagem e agricultura (peso= 0,957) contribuiu positivamente, enquanto a forma do fragmento contribuiu negativamente (peso= -0,247). A área 13 foi positivamente relacionada a essas variáveis, enquanto as áreas 2 e 3 foram negativamente relacionadas (Figura 4 A e Tabela 6).

Na escala de 500 m o primeiro eixo da ACP explicou 46,57% da variância total dos dados, enquanto o segundo eixo explicou 30,37%. A porcentagem de cabruca (peso= 0,587) e densidade de fragmentos (peso= 0,534) contribuíram positivamente para o eixo 1, enquanto quilometragem total de rios (peso= -0,607) contribuiu negativamente. As áreas 8 e 11 foram mais influenciadas por essas variáveis, enquanto as áreas 4, 7, e 14 foram relacionadas negativamente. O segundo eixo foi influenciado positivamente por distância de estradas até a borda do polígono (peso= 0,859), e negativamente por quilometragem total de rios (peso= -0,328) e densidade de fragmentos (peso= -0,389). A área 12 foi mais influenciada positivamente por essas variáveis, enquanto a área 3 foi negativamente relacionada (Figura 4 B e Tabela 6).

Na escala de 1 km os dois primeiros eixos da ACP explicaram 43,61% e 35,73%, respectivamente, da variância total dos dados. Área total de casas (peso= 0,739) e floresta (peso= 0,302) contribuíram positivamente para o eixo 1, enquanto densidade de fragmentos (peso= -0,602) contribuiu negativamente. As áreas 1 e 14 foram positivamente relacionadas a essas variáveis e a área 11 negativamente relacionada. Para o segundo eixo da ACP, floresta (peso= 0,837) e densidade de fragmentos (peso= 0,537) foram as variáveis que mais contribuíram positivamente para esse eixo. A área 11 foi positivamente relacionada a esse eixo e as áreas 5 e 12 foram negativamente relacionadas (Figura 4 C e Tabela 6).

Para 2 km, os dois primeiros eixos da ACP explicaram 54,39% e 26,50% da variância total dos dados. As variáveis distância de estradas até a borda (peso= 0,532), distância de casas até a borda (peso= 0,491) e densidade de fragmentos (peso= 0,375) contribuíram positivamente para esse eixo, enquanto quilometragem total de estradas (peso= -0,578) contribuiu negativamente. As áreas 5 e 6 foram relacionadas positivamente a essas variáveis e as áreas 3, 4 e 14 negativamente relacionadas. O segundo eixo foi influenciado positivamente por densidade de fragmentos (peso= 0,746) e distância de estradas até a borda (peso= 0,226), enquanto distância de casas até a borda (peso= -0,597) contribuiu negativamente. A área 5 foi influenciada positivamente por essas variáveis e a área 2 foi influenciada negativamente (Figura 4 D e Tabela 6).

Discussão

Ocupação humana

Em fragmentos florestais no sul da Bahia, registros de mutum-do-sudeste foram mais frequentes em áreas com forma mais irregular, com pouca pastagem/agricultura e com baixa densidade de casas no interior da área de estudo. Isto sugere que mutuns toleram ambientes de

borda desde que a densidade humana seja baixa. Na Venezuela, *Crax daubentoni* foi reportado utilizando bordas de floresta e duas fêmeas da espécie utilizaram áreas abertas próximas à borda para construir seus ninhos (Bertsch e Barreto 2008), enquanto o mutum-do-sudeste forrageou em áreas de borda na Reserva Natural Vale, ES (Srbek-Araujo et al. 2012). Segundo os autores, esse comportamento só foi possível porque a espécie se encontrava em uma área com fiscalização, caso contrário, seria facilmente abatida por caçadores.

A diferença significativa de pastagem e agricultura entre as áreas de registro recente com aquelas em que mutuns são menos frequentes e/ou possivelmente extintos pode ser uma medida indireta de área aberta com pressão de caça, uma vez que os mutuns do sul da Bahia evitam essas áreas. A RPPN Capitão e Rebio de Una, em que a espécie foi registrada com mais frequência, estão mais relacionadas a um habitat com menor porcentagem de pastagem e agricultura. Enquanto a RPPN Estação Veracel, que é uma potencial área de reintrodução futura (ICMBIO e MMA 2014), apresenta muita pastagem e agricultura no interior da área. Assim, os resultados sugerem que é necessária uma recuperação dessas áreas menos adequadas antes da reintrodução, para que ela atenda as necessidades práticas exigidas, como habitats adequados e que possibilitem o movimento da espécie, causando o mínimo de estresse ou mortalidade (IUCN 2013).

A frequência de registros de mutuns nas áreas no sul da Bahia foi menor em locais com densidade alta de casas e em locais com casas muito próximas ao fragmento florestal estudado. Alguns indivíduos podem frequentar áreas próximas de casas, desde que essas sejam poucas e que não haja pressão de caça. Isso porque, em uma área que contenha mais casas, haverá maior densidade de pessoas que também está relacionado negativamente com a persistência de vertebrados de tamanho corporal grande como os cracídeos (Brooks 1997, Urquiza-Haas et al. 2009).

A proximidade de áreas ocupadas por humanos já vem sendo associada com a diminuição/extinção de populações de cracídeos por levar ao aumento na destruição e modificação do seu habitat e na maior pressão de caça (Brooks 1999, Hayes et al. 2009b, Aubad et al. 2010, Thornton et al. 2012). Esta associação entre proximidade de áreas habitadas e uma diminuição drástica da população de cracídeos foi observada para a espécie *Mitu tuberosa* que teve sua densidade reduzida em 98% em áreas distantes apenas 5 km de cidades, em comparação com as áreas em que não ocorria caça (Begazo e Bodmer 1998). Associação similar foi observada para espécies do gênero *Pipile* (Brooks 1999) e para a espécie *Crax rubra griscomi* (Martinez-Morales 1999). Além da situação atual de fragmentação em que os habitats se encontram, fragmentos florestais que estejam inseridos em uma matriz urbana aumentam o isolamento das populações (Kattan et al. 2006), funcionando como uma barreira física. As populações de cracídeos são difíceis de serem recuperadas quando são continuamente caçadas e isso ocorre frequentemente em áreas próximas a ocupações humanas (Begazo e Bodmer 1998).

As áreas do PARNA do Descobrimento e Monte Pascoal são semelhantes entre si principalmente devido à forma irregular, mas como ambas possuem uma área >22,000 ha, ainda possuem área-núcleo que mantem floresta de maior qualidade em comparação à vegetação mais próxima ao contorno do polígono modificada pelo efeito de borda. Como fragmentos florestais com forma mais irregular possuem uma relação perímetro-área maior, sua área será mais afetada pelos efeitos de borda (Benitez-Malvido 1998). No entanto, em fragmentos muito pequenos, esses efeitos serão mais acentuados, pois a distância entre a borda e o interior é menor, quando comparados com fragmentos maiores (Ricklefs 2012, Primack e Rodrigues 2001).

A frequência de registro da espécie foi influenciada nas áreas protegidas do nosso estudo por área ocupada por casas tanto na escala de mancha, quanto na escala de 1 km. Contudo, elas

apresentam diferenças na frequência de registro do mutum-do-sudeste. Onde há menor densidade humana a frequência de registro da espécie é maior. O PARNA do Descobrimento e a RE Michelin são exemplos de áreas que contém alta densidade de casas e apresentam registros frequentes do mutum-do-sudeste, enquanto o PARNA Monte Pascoal e a RPPN Estação Veracel, que também possui alta densidade de casas, a espécie já não é registrada há mais de quinze anos. Essa diferença vai de encontro aos objetivos do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) que deveria proteger espécies ameaçadas de extinção, contribuindo para manutenção da diversidade biológica (Brasil 2000). Sob a perspectiva da dinâmica fonte-dreno (Pulliam 1988), as populações que se encontram em risco de extinção são afetadas de forma mais acentuada, principalmente quando áreas-fonte são escassas na paisagem (Heinrichs et al. 2015). As áreas protegidas deveriam desempenhar o papel de áreas-fonte de mutum-do-sudeste (i.e. áreas onde a taxa de natalidade é maior que a taxa de mortalidade), mas a pressão antrópica dentro destas áreas resulta muitas vezes em manutenção de áreas-dreno. Como consequência, a recolonização de fragmentos florestais vizinhos às áreas-fonte diminui ou não ocorre, resultando em maior risco de extinção da espécie.

Assim, se torna necessário desenvolver estratégias que busquem minimizar os impactos à biodiversidade, com a gestão dessas áreas que são ocupadas por humanos (Zimmerman et al. 2001), através da regularização da situação fundiária, fiscalização mais efetiva e sobretudo a educação ambiental das comunidades que vivem dentro e no entorno dessas áreas, propondo alternativas sustentáveis para o uso da biodiversidade, e por fim, que as futuras reintroduções ocorram em áreas desabitadas.

Presença de estradas

As áreas de borda onde mutuns-do-sudeste foram reportados incluem estradas vicinais (Srbek-Araujo et al. 2012), pomares de casas próximas às matas e plantações de subsistência (Alvarez e Develey 2010; Bernardo et al. 2011a). Outros cracídeos também utilizam áreas de borda, em habitats mais secundários para forragear, como observado para *Crax alector* (Borges 1999), *Penelope superciliaris* (Mikich 2002), *Aburria aburri* (Ríos et al. 2005), *Crax alberti* (Moreno-Palacios & Molina-Martinez, 2008) e *Aburria pipile* (Hayes et al. 2009a) bem como outros galiformes, e.g. *Francolinus gularis* (Iqubal et al. 2003), mas todas elas são dependentes de áreas de floresta sem caça.

No sul da Bahia, mutuns foram mais registrados em áreas com estradas próximas às bordas dos fragmentos florestais. Também houve relação positiva entre frequência de registros de mutuns com quilometragem total de estradas. Esses resultados corroboram com as informações de que mutuns-do-sudeste são recorrentemente vistos utilizando estradas (Alves et al. 2015), para diferentes finalidades, que podem estar relacionadas à facilidade de locomoção e questões de comportamento como ajeitar a plumagem e se espojar no chão (Collar e Gonzaga 1988) e por sua dieta (Srbek-Araujo et al. 2012). Eles também foram reportados se alimentando de pequenos invertebrados presentes em poças nas valas laterais de estradas, cavadas para escoamento da água (F. Olmos 2016, pers. obs.). Na reserva Natural Vale, eles foram observados forrageando nas bordas das estradas em períodos mais secos, por se tratar de locais onde é possível encontrar facilmente uma maior disponibilidade de alimento produzido pela vegetação secundária (Srbek-Araujo et al. 2012). Assim, estradas mais próximas poderiam ser utilizadas para este propósito. A relação entre mutuns e estradas no sul da Bahia pode também estar relacionada com a maior facilidade de pessoas o avistarem nestes ambientes, e não necessariamente ao maior uso de estradas por mutuns.

Cabe ressaltar que a construção e pavimentação de estradas podem causar uma série de perturbações que estão relacionadas de forma negativa com a conservação de cracídeos (Martinez-Morales 1999, Angulo 2008, Hayes et al. 2009b, Urquiza-Haas et al. 2009, Barrio 2011, Vanthomme et al. 2013). Todavia, os estudos mencionados acima sobre o uso de estradas não-pavimentadas por mutuns se deram em áreas protegidas em que o índice de caça era baixo.

Tendo como exemplo as áreas analisadas em nosso estudo, com exceção do Monte Pascoal que é uma área de registro antigo, o PARNA do Descobrimento e a Rebio de Una apresentaram maior quilometragem total de estradas, sendo que Una apresentou também estradas mais próximas à borda. Enquanto as áreas em que o mutum-do-sudeste é registrado com menor frequência, como no Leste da Apa Itacaré-Serra Grande e a parte sul do PESC, as estradas estão mais distantes da borda. Isso reforça os nossos resultados sobre a influência positiva de estradas para a espécie.

Presença de rios

A diminuição da probabilidade de detecção de cracídeos à medida que se afastam de corpos d'água (Martinez-Morales 1999, Luna-Maira et al. 2013) indica a preferência desse grupo por essas áreas, pois são locais frequentemente usados para forrageio e construção de ninho (IBAMA 2004, Bodrati e Cockle 2006, Hayes et al. 2009a). No entanto, nossos resultados apoiam uma relação negativa entre a frequência do mutum-do-sudeste com uma maior quilometragem total de rios, na escala de 500 m. Essa relação negativa pode ser explicada pelo aumento da probabilidade da espécie ser caçada próxima a rios, visto que caçadores frequentemente buscam a espécie nesses locais, pois as taxas de encontro são maiores (Martinez-Morales 1999) e pela maior chance dessas áreas sofrerem com os impactos das

ações antrópicas (Hill et al. 2008, Luna-Maíra et al. 2013), como a agricultura e pecuária em larga escala, que trazem efeitos negativos sobre cracídeos (Angulo 2008).

Entre os fragmentos analisados, a fazenda Nossa Senhora Auxiliadora e o fragmento florestal de Camacan apresentaram menor quilometragem total de rios, mas elas apresentam baixa frequência de registro de mutuns, em contraste com as áreas PARNA do Descobrimento, Pau Brasil, Monte Pascoal e a Rebio de Una, que são protegidas legalmente e que, portanto deveriam ser menos afetadas pelas atividades mencionadas acima, no seu interior e na sua área de influência.

Fragmentação e isolamento do habitat

Em contraste com as informações de que o mutum-do-sudeste utiliza áreas de cabruca (plantações de cacau sombreadas por árvores nativas) nas imediações da Rebio de Una e na Fazenda Cupido (Alvarez e Develey 2010, Olmos 2009, pers. obs.), nossos resultados mostraram uma influência negativa de porcentagem de cabrucas com a frequência de registro da espécie. Uma associação negativa da distribuição de mamíferos em cabrucas no sul da Bahia também foi encontrada, e estava relacionada principalmente a intensificação da gestão da terra, que diminuía a conectividade do dossel, e pela frequência de cães domésticos (Cassano et al. 2014) que são considerados predadores de espécies vulneráveis a extinção como mamíferos (Lacerda et al. 2009, Cassano et al. 2014) e o próprio mutum-do-sudeste (Bernardo et al. 2011b).

Adicionalmente, o uso de cabrucas por mutuns-do-sudeste em outras localidades, como na Fazenda Cupido/ES, pode estar relacionado à flexibilidade de comportamento da espécie entre as regiões, comportamento que já vem sendo registrado para outras espécies como o *Sapajus xanthosternos* que fez uso de ferramentas para quebrar frutos duros apenas em ambientes secos onde o alimento era escasso e eles precisavam forragear no chão, não sendo

observado o mesmo comportamento para floresta úmida (Canale et al. 2009). O uso de cabruças por mutuns também pode estar relacionado à composição das espécies arbóreas nas cabruças. Essas podem ser constituídas por diferentes espécies como *Erythrina fusca*, *Hevea brasiliensis* e *Artocarpus heterophylla* (Rolim e Chiarello 2004), que podem servir ou não como recurso alimentar para o mutum-do-sudeste.

A fazenda Nossa Senhora Auxiliadora e o fragmento florestal de Camacan, que são fragmentos florestais que apresentam baixa frequência de registro do mutum-do-sudeste, estiveram mais associados à maior porcentagem de cabruca no seu entorno. Durante as visitas realizadas nesses locais, foi observada a presença de cães domésticos na maioria das propriedades dentro dessas áreas. Além disso, elas estão inseridas em uma paisagem altamente fragmentada (i.e. elevada densidade de fragmentos florestais).

Cabe ressaltar que uma das principais ameaças à sobrevivência do mutum-do-sudeste são suas populações altamente isoladas (BirdLife International 2013), devido a fragmentação e isolamento do seu habitat, a Mata Atlântica (Ribeiro et al. 2009) e isso inviabiliza a dinâmica de metapopulações. O isolamento também interfere na dispersão dos indivíduos entre áreas fonte (locais com pouca caça) para áreas dreno (locais com muita caça) impedindo o restabelecimento das populações (Navaro et al. 2000).

Embora haja poucos estudos específicos sobre a resposta de cracídeos a fragmentação da paisagem, os resultados das pesquisas disponíveis evidenciam a vulnerabilidade de vertebrados terrestres de médio e grande porte a fragmentação do habitat (Peres 2001, Thornton et al. 2012, Canale et al. 2012, Benchimol e Peres 2015). Corroborando com essas informações, nossos resultados mostraram que mutuns foram mais frequentes em áreas com pouca fragmentação florestal e com maior porcentagem de florestas na escala de 1 km, ou seja, são áreas com floresta pouco fragmentada, a exemplo da Reserva Ecológica da Michelin, área de registro recente e PARNA do Monte Pascoal, registro antigo. Ainda que usem

ambientes de borda, como já discutido acima, mutuns preferem ambientes florestados e pouco fragmentados, como reportado para outros frugívoros de grande porte (Pereira et al. 2004, Bicknell e Peres 2010). Tanto a dieta quanto a sua dependência por floresta aumentam a vulnerabilidade destas espécies à fragmentação florestal (Thornton et al. 2012). Por outro lado, quando uma escala de paisagem mais abrangente é considerada (2 km), a frequência de mutuns foi influenciada de forma positiva por densidade de fragmentos florestais. Isto sugere que uma paisagem com maior densidade de fragmentos florestais confere menor isolamento das áreas estudadas. A maior densidade de fragmentos na paisagem em uma área de influência de 2 km também mostrou que paisagens altamente fragmentadas são menos adequadas para *Penelope purpurascens* e *Tinamus major*, enquanto *Ortalis vetula* teve a probabilidade de ocupação de manchas aumentada com a maior densidade de fragmentos florestais (Thornton et al. 2012).

Implicações para conservação

Mutuns-do-sudeste responderam de forma negativa à paisagens com maior porcentagem de pastagem e agricultura, % de cabucas e a intensa fragmentação florestal em remanescentes florestais no Sul da Bahia. Eles ainda foram afetados pela presença humana, semelhante ao que vem sendo reportado para outros cracídeos (Brooks 1997; Valle et al. 2002; Urquiza-Haas et al. 2009) e vertebrados de grande porte (Vanthomme et al. 2013). Embora não tenha sido esperado, a espécie foi influenciada de forma positiva por estradas, diferente de outros estudos que tem mostrado associação negativa de cracídeos com estradas (Thiollay 2005). No entanto, tais diferenças podem estar relacionadas pela maior parte das estradas quantificadas no nosso estudo não serem pavimentadas e não apresentarem um tráfego intenso de carros. Esses dados reforçam a importância de considerar o contexto da paisagem, e não apenas características

locais do fragmento, na elaboração de estratégias de conservação mais eficazes (Thornton et al. 2012).

Dentre as áreas analisadas, o PARNA do Monte Pascoal foi mais semelhante às áreas em que a espécie foi registrada com maior frequência, porém não há registros da espécie no local há mais de quinze anos, indicando que mesmo sendo teoricamente protegida, mutuns-do-sudeste provavelmente devem ter sido extirpados desse local devido à pressão de caça (IBAMA 2004). A caça pode ter sido exercida pelos índios que vivem dentro do PARNA do Monte Pascoal e pelas comunidades que vivem no entorno dessas áreas, representando uma ameaça para persistência de cracídeos (Begazo e Bodmer 1998) e outros animais cinegéticos da região.

As paisagens estão sofrendo constantes alterações por ações antrópicas, sendo prioritárias as pesquisas como esta que indiquem como as espécies respondem às modificações da paisagem. Áreas que possuem características da paisagem que influenciaram a espécie de forma positiva podem ser indicadas como localidades potenciais para reintrodução de mutuns. A ação 5.2 do Plano de Ação de mutuns-do-sudeste refere-se à seleção de áreas potenciais para reintroduções de mutuns, baseada em estudos que as avaliem (IBAMA 2004). O presente estudo avaliou algumas áreas da Bahia, incluindo a RPPN Estação Veracel, mencionada no Plano de Ação. Esta área possui algumas características que não são favoráveis à permanência de mutum-do-sudeste, e.g. pastagens em seu interior. Para que seja recomendada como futura área para reintrodução, é preciso que esta localidade passe por um processo de adequação. Adicionalmente, as características levantadas neste estudo podem ser consideradas no manejo e monitoramento das áreas em que essas populações ainda persistem, como uma forma de acompanhar as modificações feitas na paisagem, funcionando como uma ferramenta para o planejamento e tomada de decisões que

estejam relacionadas à conservação da biodiversidade e recuperação da vegetação nativa dessas áreas.

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Genética, Biodiversidade e Conservação

Agradecimentos

Agradecemos o apoio financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), ao Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação, aos moradores e responsáveis pelas áreas analisadas e pesquisadores, que colaboraram com informações para esse estudo.

Referências

Alvarez, P. F. e Develey, A. D. 2010. Conservação do Mutum-do-Sudeste (*Crax blumenbachii*) Cinco anos de implementação do Plano de Ação. - SAVE Brasil. Press.

Alves, F. A., López-Iborra, G. M. e Silveira, F. L. 2015. Population size assessment of the endangered red-billed curassow *Crax blumenbachii*: accounting for variation in detectability and sex-biased estimates. – Oryx DOI: 10.1017/S0030605315000721.

Angulo, F. P. 2008. Current status and conservation of wild and reintroduced White-winged Guan (*Penelope albipennis*) populations. – Ornitol. Neotrop. 19: 279-286.

Aubad, J., Aragón, P., Rodríguez, M. A. 2010. Human access and landscape structure effects on Andean forest bird richness. – Acta Oecol. 36: 396-402.

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Genética, Biodiversidade e Conservação

Bacha, C. J. C. e Barros, A. L. M. 2004. Reflorestamento no Brasil: evolução recente e perspectivas para o futuro. – Sci. For. 66: 191-203.

BAHIA/SEMARH. 2005. Plano de Manejo do Parque Estadual Serra do Conduru. Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação
<<http://www.parquedoconduru.org/index.php/o-parque/plano-de-manejo>>.

Barrio, J. 2011. Hunting pressure on cracids (Cracidae: Aves) in forest concessions in Peru. – Rev. peru. biol. – 18: 225-230.

Begazo, A. J. e Bodmer, R. E. 1998. Use and conservation of Cracidae (aves: Galliformes) in the peruvian amazon. – Oryx 32: 301-309.

Benchimol, M. e Peres, C. A. 2015. Predicting local extinctions of Amazonian vertebrates in forest islands created by a mega dam. – Biol. Conserv. 187: 61-72.

Benitez-Malvido, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a Tropical rain forest. – Conserv. Biol. 12: 380-389.

Bernardo, C. S. S., Lloyd, H., Olmos, F., Cancian, L. F. e Galetti, M. 2011a. Using post-release monitoring data to optimize avian reintroduction programs: a 2-year case study from the brazilian Atlantic rainforest. – Anim. Conserv. 14: 676-686.

Bernardo, C. S. S., Lloyd, H., Bayly, N. e Galetti, M. 2011b. Modelling post-release survival of reintroduced red-billed curassows *Crax blumenbachii*. – Ibis 153: 562-572.

Bernardo, C. S. S., Desbiez, A. L. J., Olmos, F. e Collar, N. J. 2014. Reintroducing the red-billed curassow in Brazil: Population viability analysis points to potential success. – Nat. Conserv. 12: 53-58.

Bernardo C. S. S. e Canale G. 2015. Vertebrados terrestres de médio e grande porte da Barra do Tijuípe. Empresa de consultoria Seleção Natural. Press.

Bertsch, C. e Barreto, G. R. 2008. Abundancia y area de acción del Paují de copete (*Crax daubentoni*) en los llanos centrales de Venezuela. – *Ornitol. Neotrop.* 19 (Suppl.): 287-293.

Bicknell, J. e Peres, C. 2010. Vertebrate population responses to reduced-impact logging in a neotropical forest. – *For. Ecol. Manage.* 259: 2267-2275.

BirdLife. 2013. The IUCN red list of threatened species. - BirdLife International, <<http://www.iucnredlist.org/details/classify/22678544/0>>.

Bodrati, A. e Cockle, K. L. 2006. Habitat, distribution, and conservation of Atlantic forest birds in Argentina: notes on nine rare or threatened species. – *Ornitol. Neotrop.* 17: 243-258.

Bonthoux, S., Barnagaud, J. Y., Goulard, M. e Balent, G. 2013. Contrasting spatial and temporal responses of bird communities to landscape changes. – *Oecologia* 172: 563-574.

Borges, S. H. 1999. Relative use of secondary forests by cracids in central Amazonia. – *Ornitol. Neotrop.* 10: 77-80.

Brasil. 2000. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=322>>.

Brasil. 2005. Portaria MMA nº 85, de 30 de novembro de 2005. – Diário oficial da união, <<http://sistemas.icmbio.gov.br/simrppn/publico/detalhe/234/>>.

Brasil. 2014. Portaria MMA nº 444 de 17 de dezembro de 2014 – Diário oficial da união, <<http://www.mma.gov.br/biodiversidade/especies-ameacadas-de-extincao/atualizacao-das-listas-de-especies-ameacadas>>.

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação
 Brooks, D. M. 1997. Population and ecological parameters of the Chaco chachalaca (*Ortalis canicollis*). In: Strhal, S. D., Beaujon, S., Brooks, D. M., Begazo, A. J., Sedaghatkish, G. e Olmos, F. (Editors), *The Cracidae: Their biology and conservation*. Hancock House, Blaine, WA, USA, pp. 412-417.

Brooks, D. M. 1999. Pipile as a protein source to rural hunters and Amerindians. – In: Brooks, D. M., Begazo, A. J. e Olmos, F. *Biology and Conservation of the Piping Guans (Pipile)*. Spec. Monogr. Ser. CSG 1, pp. 42-50.

Brooks, D. M. e Strahl, S. D. (compilers). 2000. *Currassows, Guans and Chachalacas. Status survey and conservation action plan for Cracids 2000-2004*. – IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação
 Brooks, D. M. 2006. The utility of hotspot identification for forest management: cracids as bioindicators. *Act. Zool. Sin.* 52 (Suppl.): 199-201.

Brooks, D. M. e Fuller, R. A. 2006. *Biologia e Conservação de Cracídeos*. – In: Pereira, L. e Brooks, D. M. (ed.), *Conservando os cracídeos: a família de aves mais ameaçadas das Américas*. Houston Museum of Natural Science, pp. 9-21.

Burnham, K. P. e Anderson, D. R. 2004. Multimodel inference understanding AIC and BIC model selection. – *Sociol. Method. Res.* 33: 261-304.

Burnham, K. P., Anderson, D. R. e Huyvaert, K. P. 2011. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. – Behav. Ecol. Sociobiol. 65: 23-35.

Canale, G. R., Guidorizzi, C. E., Kierulff, M. C. M. e Gatto, C. A. F. R. 2009. First record of tool use by wild populations of the yellow-breasted capuchin monkey (*Cebus xanthosternos*) and new records for the bearded capuchin (*Cebus libidinosus*). – Am. J. Primatol. 71: 1-7.

Canale, G. R., Peres, C. A., Guidorizzi, C. E., Gatto, C. A. F. e Kierulff, M. C. M. 2012. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. – Plos One 7: 1-9.

Cassano, C. R., Barlow, J. e Pardini, R. 2014. Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agroforests. – Biol. Conserv. 169: 14-22.

CEPLAC. 2014. Uma instituição chamada CEPLAC - retrospectiva. <http://www.ceplac.gov.br/paginas/publicacoes/paginas/historia_do_cacau/historia_do_cacau.asp>.

Collar, N. J. e Gonzaga, L. A. P. 1988. O mutum *Crax blumenbachii* na Reserva Florestal Particular de Linhares – ES. – Espaço, Ambiente e Planejamento 2: 3-34.

Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Marquéz, J. R. G., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P. J., Munkemuller, T., MacClean, C., Osborne, P. E., Reineking, B., Schroder, B., Skidmore, A. K., Zurrel, D. e Lautenbach, S. 2013. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. – Ecography 36: 027-046.

Faria, D., Paciencia, M. L. B., Dixo, M., Laps, R. R. e Baumgarten, J. 2007. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscape in the Atlantic forest, Brazil. – *Biodivers. Conserv.* DOI 10.1007/s10531-007-

9189-z.

Ferreira, P. C. R. 2014. Estimativas populacionais e áreas prioritárias para a conservação de *Callithrix kuhlii* (Coimbra-Filho, 1985). Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia.

Flesher, K. M. e Laufer, J. 2013. Protecting wildlife in a heavily hunted biodiversity hotspot: a case study from the Atlantic forest of Bahia, Brazil. – *Trop. Conserv. Sci.* 6: 181-200.

Freckleton, R. P. 2011. Dealing with collinearity in behavioural and ecological data: model averaging and the problems of measurement error. – *Behav. Ecol. Sociobiol.* 65: 91-101.

Hayes, F. E., Shameerudeen, C. L., Sanasie, B., Hayes, B. D., Ramjohn, C. L. e Lucas, F. B.

2009a. Ecology and behavior of the critically endangered Trinidad piping-guan *Aburria pipile*. – *Endan. Species Res.* 6: 223-229.

Hayes, F. E., Sanasie, B. e Samad, I. 2009b. Status and conservation of the critically endangered Trinidad piping-guan *Aburria pipile*. – *Endan. Species Res.* 7: 77-84.

Heinrichs, J. A., Lawler, J. J., Schumaker, N. H., Wilsey, C. B. e Bender, D. J. 2015. Divergence in sink contributions to population persistence. – *Conserv. Biol.* 29: 1674-1683.

Hill, J. K. e Hamer, K. C. 2004. Determining impacts of habitat modification on diversity of tropical forest fauna: the importance of spatial scale. – *J. Appl. Ecol.* 41: 744-754.

Hill, D. L., Arañibar-Rojas, H. e MacLeod. 2008. Wattled curassows in Bolivia: abundance, habitat use, and conservation status. – J. Field Ornithol. 79: 345-351.

Holland, J., Bert, D. G. e Fahrig, L. 2004. Determining the spatial scale of species' response to habitat. – BioScience 54: 227-233.

IBAMA. 1997. Reserva biológica de Una - Plano de Manejo. – ICMBio
 <<http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/REBIO%20Una.pdf>>.

IBAMA. 2004. Plano de ação para a conservação do mutum-do-sudeste *Crax blumenbachii*. – MMA. Press.

IBAMA. 2005. Plano de prevenção aos incêndios florestais Parque Nacional do Monte Pascoal. - MMA <<http://www.ibama.gov.br/documentos/planos-operativos-em-ucs-federais>>.

IBGE. 2012. Manual técnico da vegetação brasileira. – Rio de Janeiro. Press.

ICMBio. 2014. Plano de manejo Parque Nacional do Descobrimento. –MMA
 <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-planos-de-manejo/parna_descobrimento_pm_v2.pdf>.

ICMBio e MMA. 2014. Programa de Cativeiro mutum-do-sudeste (*Crax blumenbachii*). De acordo com a ação 2.7 do PAN mutum-do-sudeste.
 <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/programas-cativeiro/mutum_do_sudoeste/Programa.pdf>.

Iqbal, P., McGowan, P. J. K., Carroll, J. P. e Rahmani, A. R. 2003. Home range size, habitat use and nesting success of swamp francolin *Francolinus gularis* on agricultural land in northern India. – Bird Conserv. Int. 13: 127-138.

IUCN. 2013. Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, pp. 57

Kattan, G. H., León, A., Corredor, G., Beltrán, W. e Parada, M. 2006. Distribution and population density of the endangered cauca guan *Pelenope perspicax*. – Bird Conserv. Int. 16: 299-307.

Lacerda, A. C. R., Tomas, W. M. e Marinho-Filho, J. 2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park, Brazil: interactions with native mammals. Anim. Conserv. 12: 477-487.

Laurance, W. F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. – Biol. Conserv. 57: 205-219.

Laurance, W. F., Yensen, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. - Biol. Conserv. 55: 77-92.

Luna-Maira, L., Nieto, G. A., Haugeaasen, T. e Brooks, D. M. 2013. Habitat use and ecology of wattled curassows on islands in the lower Caquetá River, Colombia. – J. Field Ornithol. 84:23-31.

Martínez-Morales, M. A. 1999. Conservation status and Cozumel habitat preferences of the curassow. – Condor 101: 14-20.

Martins, U. R. e Gallileo, M. H. M. 2010. Cerambycidae (Coleoptera) da Serra Bonita, Camacan, Bahia, Brasil. – Pap. Avulsos de Zool. 50: 435-443.

Mikich, S. B. 2002. A dieta frugívora de *Penelope superciliaris* (Cracidae) em remanescentes de floresta estacional semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil e a relação com *Euterpes edulis* (Arecaceae). – Ararajuba 10: 207-217.

MMA. 1995. Plano de ação emergencial para o Parque Nacional de Monte Pascoal. – IBAMA, Petrobras < http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-planos-de-manejo/parnah_do_monte_pascoal_plano_de_acao_emergencial.pdf>.

Moreno-Palacios, M. e Martínez-Morales, Y. 2008. Aportes a la caracterización del hábitat del Paujil Piquiazul (*Crax alberti*) en la Reserva Natural de las Aves El Paujil, y zona amortiguadora en la Serranía de las Quinchas. – Conserv. Colomb. 04: 39-45.

Murray, L. D., Ribic, C. A. e Thogmartin, W. E. 2006. Relationship of obligate grassland birds to landscape structure in Wisconsin. – J. Wildl. Manage. - 72: 463-467.

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

Navaro, A. J., Redford, K. H. e Bodmer, R. E. 2000. Effect of hunting in source-sink systems in the Neotropics. – Conserv. Biol. 14: 713-721.

Neto, S. P. G. C. 2012. Três décadas de eucalipto no extremo sul da Bahia. - GEOUSP Esp. Temp. n.: 31 55-68.

Pereira, J. L., Almeida, L. C. C. e Santos, S. M. 1996. Witches' broom disease of cocoa in Bahia: attempts at eradication and containment. – Crop Protec. 15: 743-752.

Pereira, H. M., Daily, G. C. e Roughgarden, J. 2004. A framework for assessing the relative vulnerability of species to land-use change. – Ecol. Appl. 14: 730-742.

Peres, C. A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. – *Conserv. Biol.* 15: 1490-1505.

Primack, R. B. e Rodrigues, E. 2001. *Biologia da conservação*. – Efraim Rodrigues. Press.

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Pulliam, H. R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *Am. Nat.* 32: 652-661.

Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J. e Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. - *Biol. Conserv.* 142: 1141-1153.

Ricklefs, R. E. *A economia da natureza*. Guanabara Koogan. Press.

Ríos, M. M., Londoño, G. A. e Muñoz, M. C. 2005. Densidad poblacional e historia natural de la pava negra (*Aburria aburri*) em los andes centrales de Colombia. – *Ornitol. Neotrop.* 16: 205-217.

Rocha, J. S. 2014. Abundância de aves e mamíferos de médio e grande porte de um fragmento de Mata Atlântica na bacia hidrográfica do rio Una. Jequié. Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia. Monografia- Bacharel em Ciências Biológicas com ênfase em águas continentais p. 13-53.

Rolim, S. G. e Chiarello, A. G. 2004. Slow death of Atlantic forest trees in cocoa agroforestry in southeastern Brazil. – *Biodivers. Conserv.* 13: 2679-2694.

Santamaría, M. e Franco, A. M. 2000. Frugivory of Salvin's Curassow in a rainforest of the Colombian Amazon. - *Wilson Bull.* 112: 473-481.

Scarano, F. R. e Ceotto, P. 2015. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation climate change. – *Biodivers. Conserv.* 24: 2319-2331.

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Schroth, G., Faria, D., Araujo, M., Bede, L., Van Bael, S. A., Cassano, C. R., Oliveira, L. C. e Delabie, J. H. C. 2011. Conservation in tropical landscape mosaics: the case of the cacao landscape of southern Bahia, Brazil. – *Biodivers. Conserv.* 20: 1635-1654.

Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. In: Nova Fronteira, pp. 21-863.

Silveira, L. F., Soares, E. S. e Bianchi, C. A. 2008. Plano de ação para conservação de Galliformes ameaçados de extinção (acaruãs, jacus, jacutingas, mutuns e urus). - ICMBio. Press.

Souza, A. S., Chagas, C., Rocha, J. S. e Bernardo, C. S. S. B. 2013. Estimativas populacionais de mutum-do-sudeste *Crax blumenbachii* (Aves Cracidae) no Parque Estadual Serra do Conduru, Ba, Brasil. *Anais do XI Congresso de ecologia do Brasil*, p.1-3.

Srbek-Araujo, A. C., Silveira, L. F. e Chiarello, A. G. 2012. The red-billed curassow (*Crax blumenbachii*), social organization and daily activity patterns. - *The Wils. J. Ornithol.* 124: 321-327.

Tabarelli, M. e Peres, C. A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biol. Conserv.* 106: 165-176.

Tabarelli, M., Aguiar, A. V., Ribeiro, M. C., Metzger, J. P. e Peres, C. A. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic forest: lessons from aging human-modified landscapes. - *Biol. Conserv.* 143: 2328-2340.

Thiollay, J. M. 2005. Effects of hunting on guianan forest game birds. - *Biodivers. Conserv.* 14: 1121-1135.

Thornton, D. H., Branch, L. C. e Sunquist, M. E. 2012. Response of large galliforms and tinamous (Cracidae, Phasianidae, Tinamidae) to habitat loss and fragmentation in northern Guatemala. – *Oryx* 46: 567-576.

Urquiza-Haas, T., Peres, C. P. e Dolman, P. M. 2009. Regional scale effects of human density and forest disturbance on large-bodied vertebrates throughout the Yucatán Peninsula, Mexico. – *Biol. Conserv.* 142: 134-148.

Valle, H., Iturbide, M. J., Giron, L., León, P., Castro, J. C., Solís, R. e Benitez, M. 2002. Grupo de impacto de actividades humanas locales y problemática social. In: Camacho, A., Miller, P., Carrillo, L., Acevedo, I. e Pinto, B. Análisis de viabilidade de población y del hábitat para pavo de cacho o pavón (*Oreophasis derbianus*). Press.

Vanthomme, H., Kolowski, J., Korte, L. e Alonso, A. 2013. Distribution of a community of mammals in relation to roads and other human disturbances in Gabon, Central Africa. – *Conserv. Biol.* 27: 281-291.

V&C Engenheiros Consultores S/C. 1998. Área de proteção ambiental Itacaré/Serra Grande, Plano de manejo, Zoneamento ecológico-econômico e plano de gestão. - <http://www.inema.ba.gov.br/gestao-2/unidades-de-conservacao/apa/apa-costa-de-itacare-serra-grande/plano-itacare-serra-grande/>>.

Veracel. 2007. Plano de manejo – Reserva Particular do Patrimônio Natural Estação Veracel. – Veracel e Conservação Internacional < <http://www.veracel.com.br/rppn-estacao-vercel/plano-de-manejo/>>.

Zimmerman, B., Peres, C. A., Malcolm, J. R. e Turner, T. 2001. Conservation and development alliances with the Kayapó of south-eastern Amazonia, a tropical forest indigenous people. – *Environ. Conserv.* 28: 10-22.

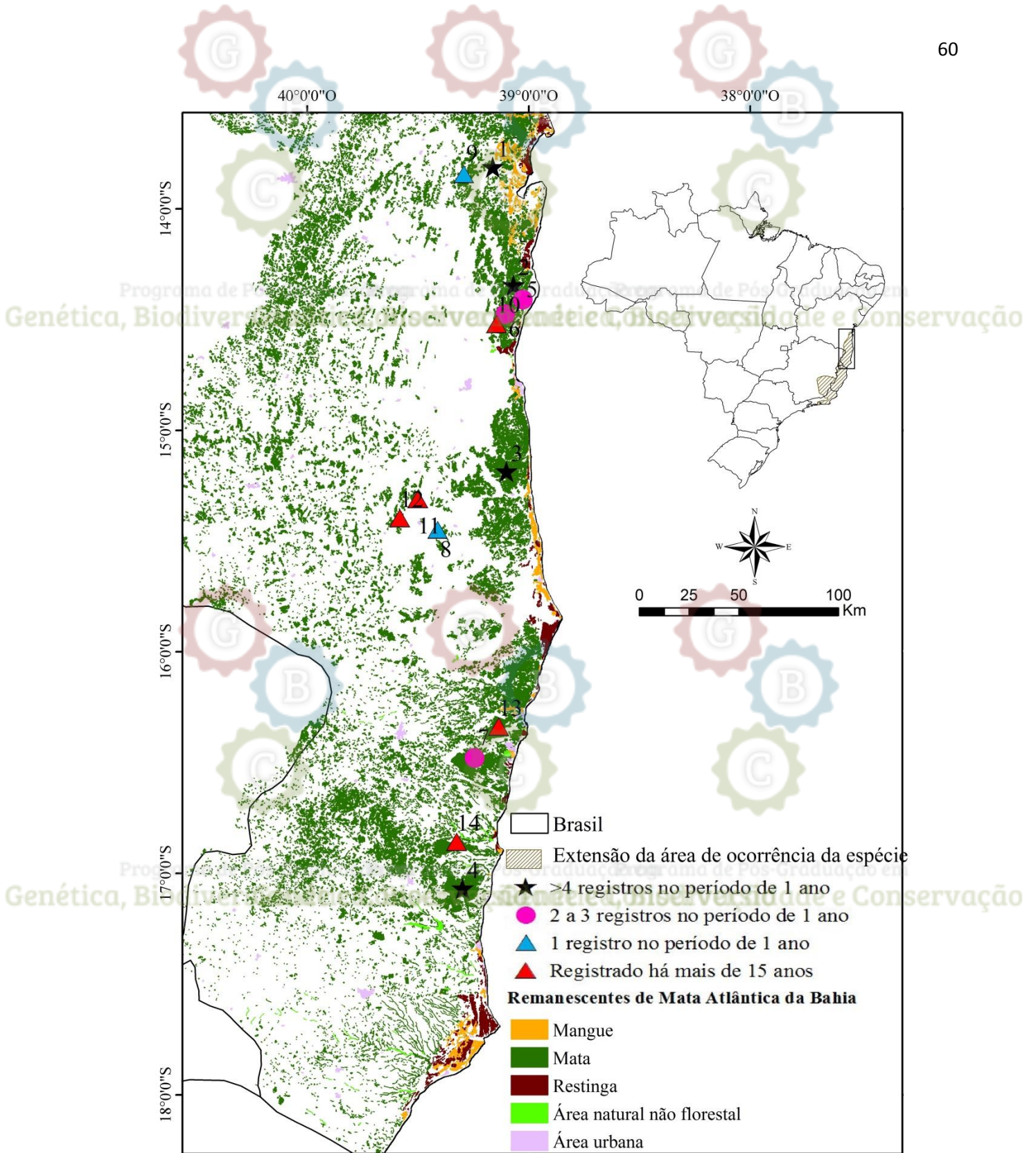


Figura 2. Localização das áreas de estudo com diferentes graus de frequência de registro do mutum-do-sudeste (*Crax blumenbachii*). Os números no mapa correspondem a cada área de estudo descrita na Tabela 1, campo ID.

Tabela 1. Características das áreas de estudo em que foram coletadas informações da paisagem relacionadas ao mutum-do-sudeste (*Crax blumenbachii*). ID= número de identificação da área de estudo, RE= Reserva Ecológica, RPPN= Reserva Particular do Patrimônio Natural, Rebio= Reserva Biológica, PARNA= Parque Nacional, APA= Área de Proteção Ambiental, PESC= Parque Estadual Serra do Conduru e Faz.= Fazenda.

ID	Área	Estado de proteção	Ano de criação	Tamanho da área (ha)	Temperatura média anual (°C)	Altitude (m)	Coordenadas Geográficas	Fonte
1	RE Michelin	Área particular	1984	3,096	21 a 28	92 a 338	39° 13' 37" W 13° 50' 06" S	Flesher e Laufer 2013, Presente estudo
2	RPPN Capitão	Uso sustentável	2005	660,07	24	100 - 200	39° 04' 24.70" W 14° 20' 26.16" S 39° 03' 38.00" W	Brasil 2005, Presente estudo
3	Rebio de Una PARNA	Proteção integral	1980	18715,06	13 a 23	100 - 200	15° 10' 23.00" S 39° 22' 10.53" W	IBAMA 1997
4	Descobrimento	Proteção integral	1999	22693,97	21 a 24	100	17° 06' 21.42" S	ICMBio 2014
5	Leste da APA Itacaré- Serra Grande	Uso sustentável	1993	187	21 a 25	200 - 300	39° 01' 34.70" W 14° 24' 40.48" S 39° 06' 28.00" W	V&S Engenheiros Consultores S/C 1998, Presente estudo Bahia/SEMARH 2005,
6	Sul do PESC	Proteção integral	1997	2,752	24	200 - 300	14° 28' 48.00" S	Presente estudo
7	PARNA Pau Brasil	Proteção integral	1999	11,538	21 e 24	100	39° 14' 16,90" W	(<www.wikiparques.org>)

	Faz. Nossa Senhora						16° 32' 18,15" S	
8	Auxiliadora	Área particular	-	1,057	23,6	200 - 400	39° 25' 17.89" W	(<pt.climate-data.org>)
9	Faz. Vale do Juliana	Área particular	-	4,822	23	200-300	15° 25' 18.94" S	Presente estudo
							39° 16' 49" W	
10	Sede do PESC	Proteção integral	1997	2,057	24	0 - 200	13° 50' 42" S	(<valedojuliana.com.br/wp/>)
							39° 08' 06.00" W	Bahia/SEMARH 2005,
11	Camacan	Área particular	-	247	23,6	200 a 950	14° 29' 44.00" S	Presente estudo
							39° 30' 07.28" W	(<pt.climate-data.org>)
12	RPPN Serra Bonita	Uso sustentável	1997	2000	14 a 28	180 a 960	15° 18' 35.65" S	Presente estudo
							39° 33' 01.62" W	Martins e Galileo 2010,
13	RPPN Estação Veracel	Uso sustentável	1998	6,069	18,9 a 27,9	10 a 80	15° 23' 03.27" S	Presente estudo
							39° 08' 10.78" W	
	PARNA Monte						16° 20' 35.29" S	Veracel 2007
14	Pascoal	Proteção integral	1961	22,500	23 a 28	95 - 536	39° 24' 31.00" W	
							16° 53' 44.00" S	MMA 1995, IBAMA 2005

Tabela 2. Frequência de registro de mutuns-do-sudeste nas áreas de estudo (P= pesquisas realizadas com transectos lineares e armadilhas fotográficas e E= entrevistas).

Área de estudo	Frequência de ocorrência	Valor usado nos Modelos Lineares Generalizados	Método (e último ano) de obtenção dos dados	Esforço amostral	Fonte
RE Michelin	>4 registros no período de 1 ano	10	P (2013), E (2015)	466 km	Flesher & Laufer 2013
RPPN Capitão	>4 registros no período de 1 ano	10	P (2013), E (2015)	140,5 km	Souza et al. 2013
Rebio de Una	>4 registros no período de 1 ano	10	P (2014), E (2015)	148 km	Rocha 2014
PARNA Descobrimento	>4 registros no período de 1 ano	10	P (2009), E (2015)	10 armadilhas durante 8 meses/ 328,8 km	Alvarez & Devey 2010
Leste da APA Itacaré-Serra Grande	2 a 3 registros no período de 1 ano	7	P (2014), E (2015)	12 armadilhas durante 10 dias em 2014; 5 armadilhas durante 38 dias em 2015 207 km	Bernardo & Canale 2015

Sul do PESC	2 a 3 registros no período de 1 ano	7	E (2015)
PARNA Pau Brasil	2 a 3 registros no período de 1 ano	7	E (2015)
Faz. Nossa Senhora Auxiliadora	1 registro no período de 1 ano	3	E (2015)
Faz. Reunidas Vale do Juliana	1 registro no período de 1 ano	3	E (2015)
Sede do PESC	registrado há mais de 15 anos	0	E (2015)
Camacan	registrado há mais de 15 anos	0	P (2012), E (2015)
RPPN Serra Bonita	15 anos	0	E (2015)
RPPN Estação Veracel	registrado há mais de 15 anos	0	E (2015)
PARNA Monte Pascoal	registrado há mais de 15 anos	0	E (2015)

102,02 km Ferreira 2014

Tabela 3. Variáveis da paisagem coletadas para as escalas de 2, 1 km, 500 m e interior dos 14 fragmentos de Mata Atlântica no sul da Bahia, Brasil.

Variável	Código	Descrição	Fonte
Índice da forma	for	Distinção entre áreas com formato mais circular e irregular.	(Laurance e Yensen, 1991)
Quilometragem total de estradas	kme	Quantificação da quilometragem total	(DNIT, < www.dnit.gov.br >)
Distância de estradas (borda)	deb	Distância em linha reta da estrada até a borda mais próxima da área de estudo	(DNIT, < www.dnit.gov.br >)
Quilometragem total de rios	kmr	Quantificação da quilometragem total	(ANA, < www.ana.gov.br >)
Distância de rios (borda)	drb	Distância em linha reta do rio até a borda mais próxima da área de estudo	(ANA, < www.ana.gov.br >)
Uso e ocupação do solo	flo	Calculamos a porcentagem de área ocupada por floresta;	(IESB, < www.iesb.org.br >)
	floca	Floresta com cabucas;	
	pacapa	Cabucas e Pastagem e agricultura	
Densidade de fragmentos	df	Quantidade de fragmentos dividido pela área analisada	(SOS, < www.sosma.org.br >)
Proximidade de fragmentos	pf	Menor distância de todos os fragmentos vizinhos da escala analisada, até a borda da área de estudo	(SOS, < www.sosma.org.br >)
Distância de casas	dcb	Distância em linha reta de casas até a borda mais próxima da área de estudo	(Google Earth)
Área total ocupada por casas	atc	Quantificação da área total ocupada por casas dentro da área de estudo	(Google Earth)

Tabela 4. Parâmetros das variáveis explicativas dos Modelos Lineares Generalizados (MLGs) na frequência de registros de mutum-do-sudeste, na Mata Atlântica no sul da Bahia (for= Índice da forma; pa= Pastagem e agricultura; atc= Área total ocupada por casas; deb= Distância de estradas até a borda da área de estudo; ca= Cabruca; flo= Floresta; df= Densidade de fragmentos; kme= Quilometragem total de estradas; kmr= Quilometragem total de rios; dcb= Distância de casas até a borda da área de estudo).

Escala	Modelo	Modelo											
		Slope ^a (SE)	Valor Z	Slope ^a (SE)	Valor Z	Slope ^a (SE)	Valor Z	Slope ^a (SE)	Valor Z	Slope ^a (SE)	Valor Z	DE ^b (%)	AIC ^c
Interior do polígono		for		pa		atc							
	for+pa+atc	5.365 (1.936)	2.771**	-4.180 (1.097)	-3.811***	-2.267 (1.252)	-1.811†					43	86.02
500 m		kmr		deb		ca		df					
	kmr+deb+ca+df	-0.027 (0.007)	3.070** *	-3.038 (0.007)	-5.197***	-0.114 (0.029)	-3.857***	-2.285 (0.679)	-3.278**			72.4	70.66
1 km		flo		df		atc							
	flo+df+atc	3.794 (1.748)	2.171*	-4.749 (1.464)	-3.245**	-6.404 (3.404)	-1.881†					37.5	89.79
2 km		deb		kme		df		dcb					

deb+kme+	-0.055	-0.016	3.419	0.005	5.126**		
df+dcB	(0.001)	-3.275**	(0.003)	4.987***	(0.948)	2.766**	(0.001) *
							57.5 80.99

Nível de significância: † não significativo, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$.

^aInclinação para variáveis e erro padrão (SE);

^bPorcentagem da *deviance explained* para cada modelo (DE (%));

^cCritério de Informação de Akaike (AIC);

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Tabela 5. Resultados do teste de Mann-Whitney para dez métricas da paisagem coletadas em quatro escalas espaciais em fragmentos de Mata Atlântica no sul da Bahia, Brasil.

Escala	Variável	U	P
Escala de mancha	Índice da forma	22.00	0.473
	Pastagem e agricultura	6.00	0.013
	Área total ocupada por casas	21.00	0.420
500 m	Quilometragem total de rios	21.00	0.420
	Distância de estradas até a borda da área de estudo	5.00	0.009
1 km	Cabruca	17.00	0.237
	Densidade de fragmentos	19.50	0.344
	Floresta	18.50	0.296
	Densidade de fragmentos	15.50	0.175
	Área total ocupada por casas	15.00	0.158
2 km	Distância de estradas até a borda da área de estudo	21.00	0.420
	Quilometragem total de estradas	19.00	0.320
	Densidade de fragmentos	18.00	0.296
	Distância de casas até a borda da área de estudo	13.00	0.102

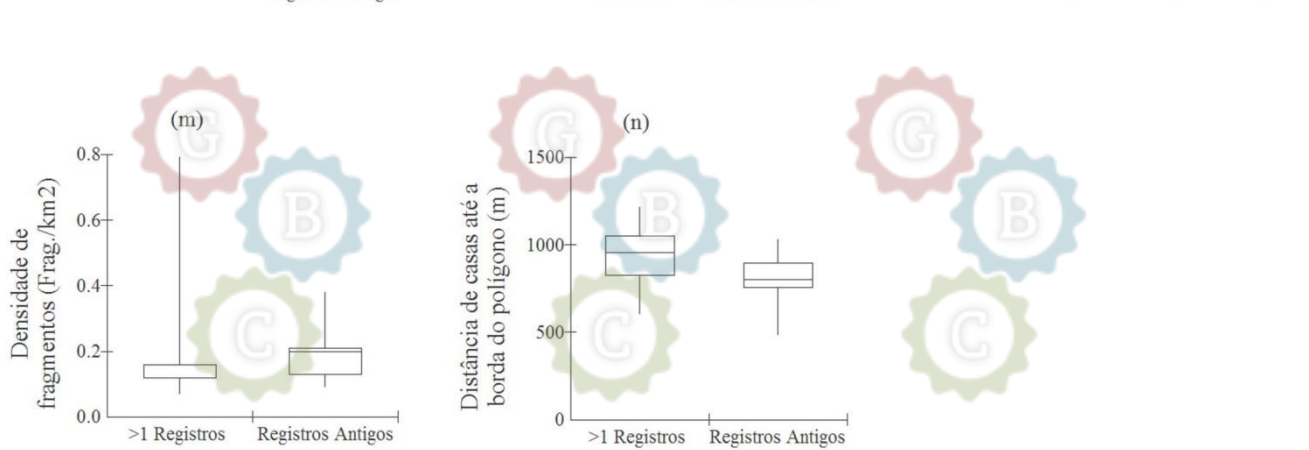
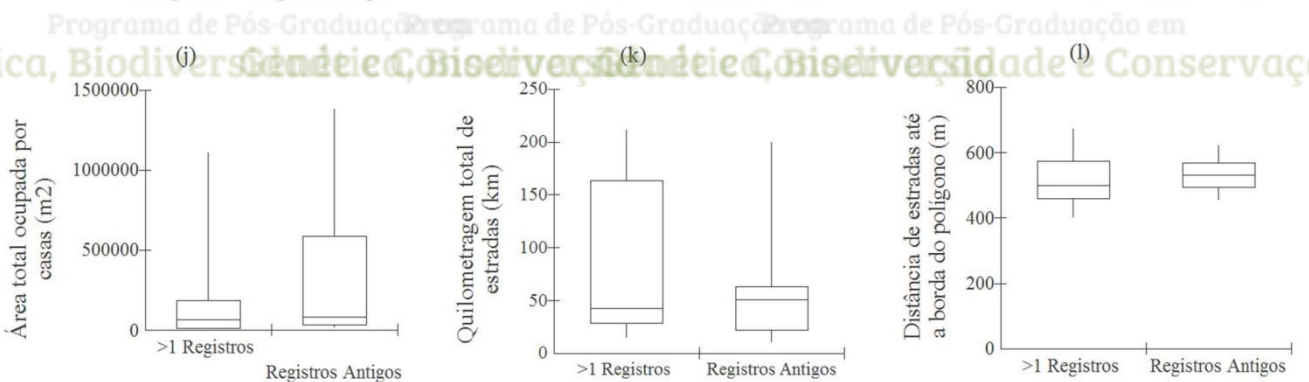
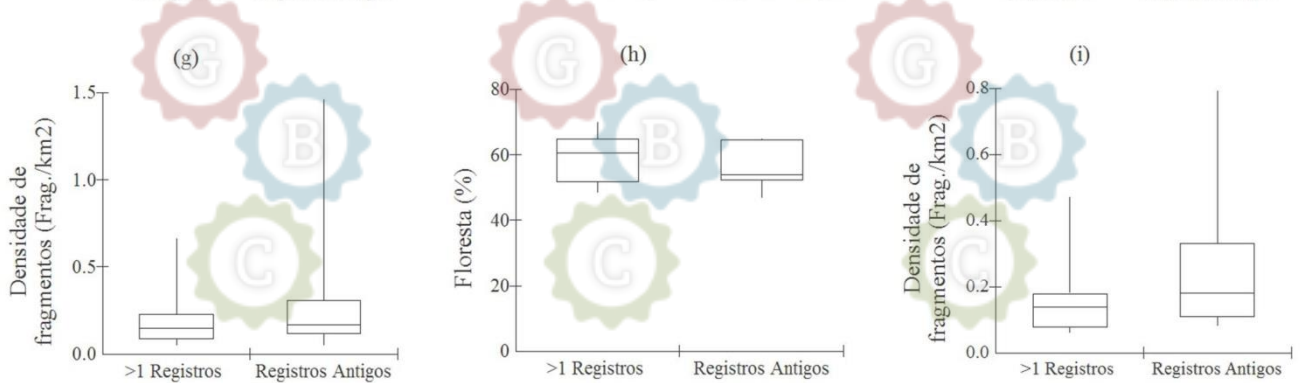
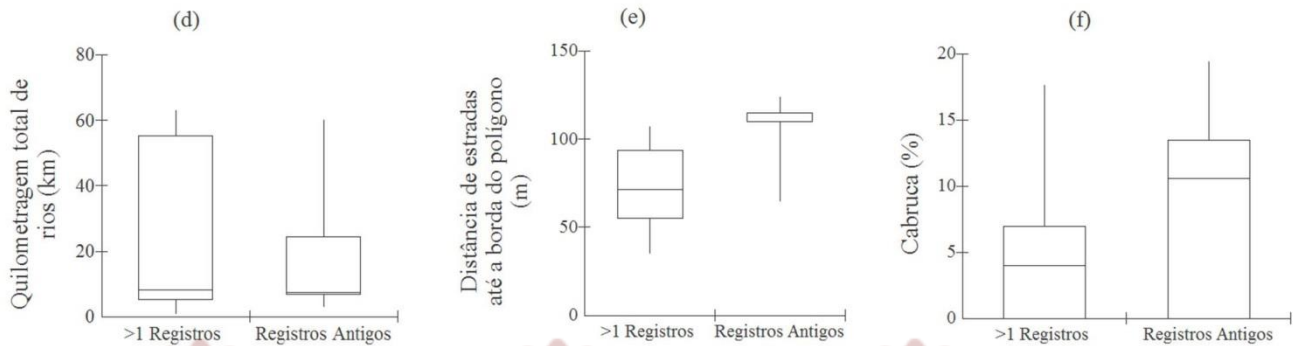
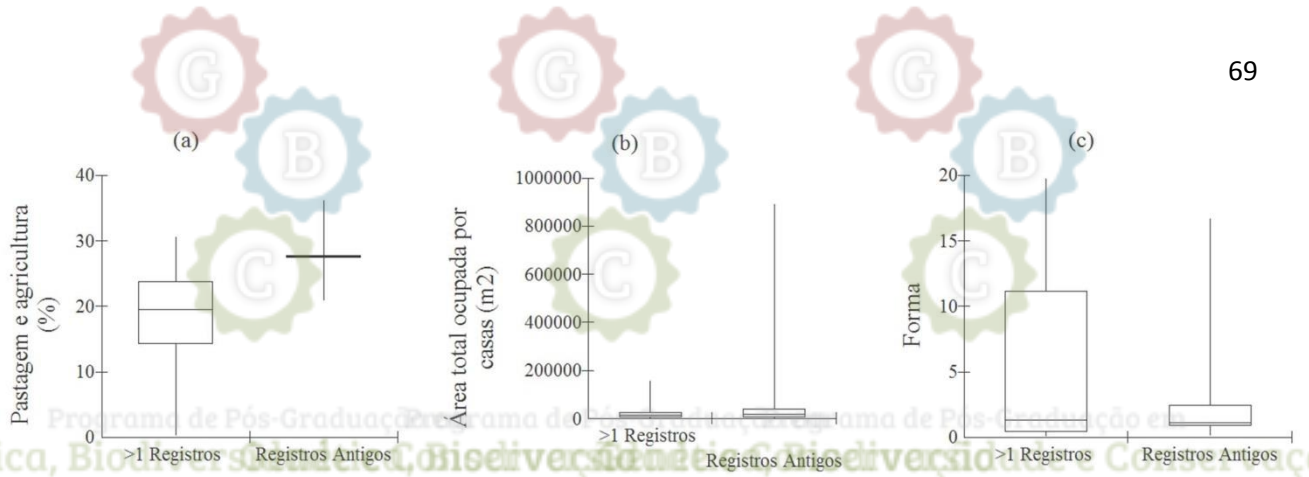


Figura 3. Teste de Mann-Whitney sobre variáveis explicativas relacionadas à frequência de registro do mutum-do-sudeste para duas categorias das áreas de estudo. (a) índice da forma, (b) pastagem e agricultura e (c) área total ocupada por casas referentes ao interior da área de estudo. (d) quilometragem total de rios (e) distância de estradas até a borda da área de estudo, (f) porcentagem de cabruca e (g) densidade de fragmentos para a escala de 500 m. (h) porcentagem de floresta, (i) densidade de fragmentos e (j) área total ocupada por casas dentro da escala de 1 km. (k) distância de estradas até a borda da área de estudo, (l) quilometragem total de estradas, (m) densidade de fragmentos e (n) distância de casas até a borda da área de estudo para a escala de 2 km.



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Genética, Biodiversidade e Conservação

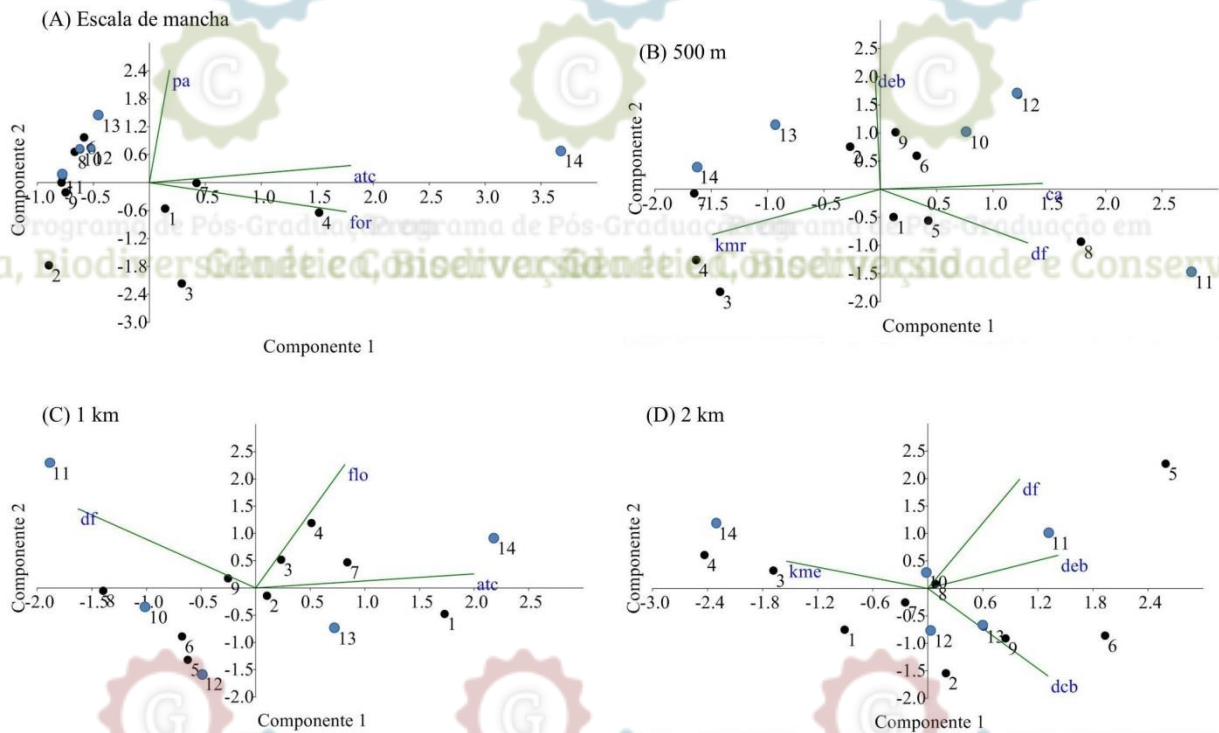


Figura 4. Biplots gerados a partir da Análise dos Componentes Principais (ACP) em áreas com diferentes frequências de registro do mutum-do-sudeste (*Crax blumenbachii*). As linhas verdes representam as variáveis analisadas na ACP e os números indicam as áreas de estudo (círculo preto= áreas de registros recentes e círculo azul= áreas de registros antigos) (Ver tabela 1, campo ID). Os gráficos correspondem às quatro escalas da paisagem analisadas, que estão indicadas na parte superior de cada gráfico. As variáveis apresentadas são: (pa) pastagem e agricultura, (atc) área total ocupada por casas, (for) índice da forma, (kmr) quilometragem total de rios, (deb) distância de estradas até a borda da área de estudo, (ca) cabruca, (df) densidade de fragmentos, (flo) floresta, (kme) quilometragem total de rios e (dcb) distância de casas até a borda da área de estudo.

Tabela 6. Peso fatorial do primeiro e segundo componente principal, extraídos da Análise dos Componentes Principais, para quatorze áreas com diferentes frequências de registro de mutum-do-sudeste em diferentes escalas espaciais.

Áreas	Escalas da Paisagem							
	Escala de		500 m		1 km		2 km	
	mancha		CP1	CP2	CP1	CP2	CP1	CP2
1	CP1	CP2	CP1	CP2	CP1	CP2	CP1	CP2
1	0,140	-0,557	0,117	-0,494	1,729	-0,476	-0,906	-0,750
2	-0,898	-1,774	-0,267	0,755	0,103	-0,142	0,196	-1,542
3	0,289	-2,165	-1,421	-1,823	0,232	0,518	-1,683	0,326
4	1,516	-0,643	-1,633	-1,258	0,510	1,190	-2,434	0,608
5	-0,785	0,002	0,425	-0,557	-0,621	-1,318	2,591	2,270
6	-0,583	0,971	0,322	0,595	-0,674	-0,889	1,931	-0,858
7	0,421	-0,006	-1,651	-0,073	0,838	0,469	-0,247	-0,254
8	-0,667	0,661	1,780	-0,932	-1,395	-0,051	0,081	0,083
9	-0,748	-0,208	0,135	1,013	-0,253	0,175	0,846	-0,908
10	-0,618	0,716	0,767	1,017	-1,002	-0,352	-0,020	0,298
11	-0,775	0,121	2,764	-1,469	-1,890	2,285	1,312	1,005
12	-0,523	0,751	1,221	1,682	-0,494	-1,578	0,036	-0,768
13	-0,449	1,443	-0,929	1,147	0,729	-0,740	0,606	-0,693
14	3,680	0,685	-1,630	0,397	2,187	0,911	-2,312	1,183
Autovalor	1,565	1,048	1,863	1,214	1,308	1,072	2,175	1,060
Variância								
Explicada								
(%)	52,19	34,955	46,576	30,375	43,619	35,737	54,397	26,503

Material suplementar

Apêndice 1

Tabela 1. Matrizes da correlação de Spearman das métricas da paisagem analisadas para escala de mancha, e as áreas de influência de 500 m, 1 e 2 km. (kmr)= quilometragem total de rios; (kme)= quilometragem total de estradas, (flo)= floresta, (ca)= cabruca, (floc)= floresta com cabruca, (pa)= pastagem e agricultura, (atc)= área total ocupada por casas, (for)= índice da forma, (drb)= distância de rios até a borda da área de estudo, (df)= densidade de fragmentos, (pf)= proximidade de fragmentos e (dcb)= distância de casas até a borda da área de estudo.

Escala de mancha

	kmr	kme	flo	ca	floc	pa	atc	for
kmr	1.00	0.93	0.75	-0.90	-0.37	-0.37	0.63	0.93
kme		1.00	0.60	-0.93	-0.50	-0.18	0.65	0.97
flo			1.00	-0.53	0.22	-0.68	0.45	0.72
ca				1.00	0.63	0.20	-0.48	-0.87
floc					1.00	-0.48	0.05	-0.33
pa						1.00	-0.38	-0.27
atc							1.00	0.73
for								1.00

500 m

	kmr	drb	kme	deb	flo	ca	floc	pa	df	pf	dcb	atc
kmr	1.00	-0.93	0.90	-0.19	0.65	-0.82	-0.40	-0.32	-0.80	-0.21	0.07	0.77
drb		1.00	-0.84	0.42	-0.71	0.67	0.16	0.51	0.63	0.35	0.20	-0.82

kme	1.00	-0.38	0.82	-0.73	-0.24	-0.30	-0.87	-0.43	0.12	0.87
deb		1.00	-0.73	0.08	-0.56	0.78	0.05	0.81	0.55	-0.54
flo			1.00	-0.55	0.21	-0.55	-0.60	-0.77	-0.19	0.85
ca				1.00	0.57	0.28	0.79	0.05	-0.23	-0.42
floca					1.00	-0.30	0.38	-0.57	-0.46	0.15
pa						1.00	0.05	0.46	0.61	-0.35
df							1.00	0.15	-0.43	-0.66
pf								1.00	0.20	-0.65
dcb									1.00	-0.13
atc										1.00

1 km

	kmr	drb	kme	deb	flo	ca	floca	pa	df	pf	dcb	atc
kmr	1.00	-0.77	0.85	-0.71	0.73	-0.80	0.04	-0.80	-0.61	0.55	-0.41	0.87
drb		1.00	-0.63	0.77	-0.46	0.56	0.01	0.82	0.36	-0.74	0.31	-0.86
kme			1.00	-0.58	0.82	-0.65	0.19	-0.64	-0.41	0.27	-0.42	0.81
deb				1.00	-0.71	0.52	-0.32	0.92	0.09	-0.45	0.65	-0.69
flo					1.00	-0.52	0.58	-0.70	-0.12	0.07	-0.76	0.63
ca						1.00	0.23	0.73	0.68	-0.46	0.12	-0.63
floca							1.00	-0.11	0.45	-0.32	-0.78	0.08
pa								1.00	0.27	-0.54	0.51	-0.72
df									1.00	-0.32	-0.37	-0.62
pf										1.00	-0.12	0.49
dcb											1.00	-0.28
atc												1.00

2 km

	kmr	drb	kme	deb	flo	ca	floca	pa	df	pf	dcb	atc
kmr	1.00	0.34	0.96	-0.72	0.85	-0.79	-0.29	-0.87	-0.66	0.63	-0.55	0.89
drb		1.00	0.40	-0.77	0.64	-0.41	0.34	-0.18	-0.11	0.13	-0.40	0.17
kme			1.00	-0.77	0.86	-0.79	-0.19	-0.85	-0.60	0.59	-0.64	0.85
deb				1.00	-0.80	0.58	-0.26	0.48	0.55	-0.23	0.64	-0.67
flo					1.00	-0.81	0.06	-0.81	-0.42	0.53	-0.66	0.65
ca						1.00	0.37	0.78	0.29	-0.83	0.24	-0.61
floca							1.00	0.23	0.13	-0.70	-0.52	-0.18
pa								1.00	0.44	-0.62	0.55	-0.75
df									1.00	-0.35	0.40	-0.76
pf										1.00	0.05	0.45
dcb											1.00	-0.56
atc												1.00

Conclusões Gerais

A resposta do mutum-do-sudeste às variáveis da paisagem apresentadas nessa pesquisa pode contribuir para melhorar o status de ameaça desta espécie. As inúmeras modificações antrópicas na paisagem ao longo dos anos, e ainda nos dias atuais, foram determinantes para causar o declínio populacional de diversas espécies da fauna brasileira.

A possibilidade de avaliar essas alterações nos forneceu informações relevantes que ajudarão no desenvolvimento de estratégias de conservação para espécie, além de apresentar um panorama geral da situação atual de alguns remanescentes de Mata Atlântica do sul da Bahia em uma perspectiva de paisagem.

Por fim, sugerimos algumas medidas de conservação direcionadas principalmente para as áreas protegidas que apresentaram baixa frequência de registro do mutum-do-sudeste: (a) iniciar um trabalho de educação ambiental nas comunidades que vivem no entorno dessas áreas, informando sobre as consequências causadas pela perda de espécies, sobretudo aquelas que possuem valor econômico, (b) reduzir a porcentagem de áreas abertas no seu interior (pastagem e agricultura), (c) desapropriação de terras dentro desses locais protegidos, sempre que possível, pois a pesquisa comprovou que mutuns foram menos frequentes quando havia muitas casas no interior dessas áreas, (d) criar uma conectividade entre esses fragmentos florestais com o objetivo de minimizar o isolamento entre essas populações remanescentes, como já vem sendo proposto para os Parques Nacionais do Descobrimento, Monte Pascoal e Pau Brasil, (e) que os estudos que visem à reintrodução da espécie levem em consideração as variáveis que contribuem para persistência de mutuns e por fim, (f) aumentar a fiscalização e melhorar a gestão dessas áreas com proteção legal, para que elas sejam efetivas no cumprimento de suas funções, beneficiando tanto o mutum-do-sudeste quanto inúmeras outras espécies que também estão ameaçadas de extinção e que habitam esses locais.