

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS

ANDRÉ CARVALHO MOURÃO

**INDICAÇÃO DE ÁREAS PARA CONSERVAÇÃO DE HABITATS – UMA
ANÁLISE GEOESPACIAL**

Alfenas/MG

2019

ANDRÉ CARVALHO MOURÃO

INDICAÇÃO DE ÁREAS PARA CONSERVAÇÃO DE HABITATS – UMA
ANÁLISE GEOESPACIAL

Dissertação/Tese apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre/Doutor em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração: Biologia da Conservação.

Orientador: Prof. Dra. Érica Hasui.

ALFENAS/MG

2019

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal de Alfenas
Biblioteca Central – Campus Sede

Mourão, André Carvalho
M929i Indicação de áreas para conservação de habitats: uma análise
geoespacial. / André Carvalho Mourão – Alfenas, MG, 2019.
52 f.: il. –

Orientadora: Érica Hasui.
Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade
Federal de Alfenas, 2019.
Bibliografia.

1. IUCN. 2. Ecologia - Distribuição geográfica. 3. Área de ocorrência.
4. Autocorrelação Local. 5. Área mínima viável. I. Hasui, Érica. II. Título.

CDD- 577

ANDRÉ CARVALHO MOURÃO

**INDICAÇÃO DE ÁREAS PARA CONSERVAÇÃO DE HABITATS – UMA
ANÁLISE GEOESPACIAL**

A Banca examinadora abaixo-assinada, aprova a Dissertação/Tese apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre/Doutor em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração: Biologia da Conservação.

Aprovada em: 30 de agosto de 2019

Prof^a. Dr^a. Érica Hasui
Universidade UNIFAL-MG

Assinatura:



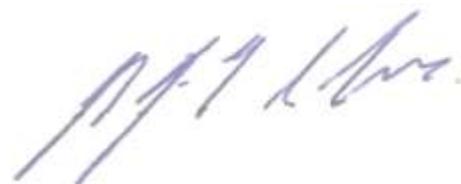
Prof^a. Dr^a. Marina Wolowski Torres
Universidade UNIFAL-MG

Assinatura:



Prof.Dr. Rogério Grassetto Teixeira da Cunha
Universidade UNIFAL-MG

Assinatura:



AGRADECIMENTOS

À minha mãe Ivone, por todo amor e apoio, em todos os momentos de minha vida. Obrigado por toda compreensão e companheirismo.

À minha companheira de vida, Bianca, por toda paciência e parceria em todas as etapas desde quando nos conhecemos. Muito obrigado pela ajuda na construção desse projeto.

Agradeço a confiança depositada em mim pela minha orientadora Profa. Dra. Érica Hasui, pelo carinho, paciência e compreensão de todos os fatores que acompanharam esse projeto. E principalmente por todo conhecimento e sabedoria compartilhado nesse tempo de pesquisa.

A todos os funcionários do programa de pós-graduação, por toda paciência e prontidão a auxiliar na resolução de vários problemas, assim como a Universidade Federal de Alfenas.

Aos integrantes de todas as bancas examinadoras, desde o início do trabalho, pela disponibilidade e paciência em corrigir este projeto. Sempre propondo análises e discussões fundamentais para meu desenvolvimento e do projeto.

Aos meus amigos e familiares que direta ou indiretamente participaram desse projeto. Muitas vezes me dando força e motivação para continuar!

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

A todos vocês minha gratidão eterna!

RESUMO

Devido à vulnerabilidade das espécies à extinção, foi criada a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas, que utiliza critérios para classificá-las quanto ao grau de ameaça. Um dos critérios analisa a redução da distribuição geográfica da espécie, proporcionalmente ao risco de extinção. Buscando melhorar a capacidade de discriminação de locais importantes para a conservação dentro da extensão e da área de ocorrência das espécies, nosso estudo propôs um método usando análises espaciais, como: modelagem de características abióticas (Maxent), análise de viabilidade populacional dos remanescentes e relações de fonte e dreno na paisagem. Exemplificamos isso em quatro espécies, com diferentes categorias de risco à extinção e extensão de ocorrência. Com o Maxent modelamos as chances de ocorrência baseadas nos fatores abióticos e no mapa de uso do solo apontamos possíveis áreas de habitats. Para cada espécie, na intersecção dos modelos, apontamos locais com tamanho para abrigar uma população mínima viável, chamadas de áreas ecologicamente efetivas. Nessas áreas analisamos a viabilidade ecológica dos fragmentos vizinhos e seus padrões de distribuição na paisagem. Os resultados obtidos demonstraram uma superestimação da extensão de ocorrência em todas as espécies estudadas, sendo que menos de 2% dessas áreas estão inclusas em Unidades de Conservação. Ao buscarmos áreas ecologicamente efetivas de acordo com cada espécie, apenas duas das quatro possuem pelo menos um fragmento com área mínima viável. Assim, demonstramos que as métricas atuais de extensão e área de ocorrência superestimam as áreas de habitats na distribuição geográfica das espécies, podendo classificá-las erroneamente quanto ao risco de extinção. Por isso, cada vez mais fazem-se necessários estudos como o nosso, que busquem modelos mais realísticos, fornecendo assim dados que tornem os planos de manejo mais efetivos.

Palavras-chave: IUCN, distribuição geográfica, área de ocorrência, autocorrelação local, área mínima viável.

ABSTRACT

Due to species vulnerability to extinction, the Red List of Threatened Species was created, which uses criteria to classify them as to their degree of threat. One of the criteria analyzes the reduction of the geographic distribution of the species, proportional to the risk of extinction. Seeking to improve the discriminatory capacity of important conservation sites within the range and range of species occurrence, our study proposed a method using spatial analysis such as: modeling of abiotic characteristics (Maxent), population viability analysis of remnants and source and drain relationships in the landscape. We exemplify this in four species, with different categories of extinction risk and extent of occurrence. With Maxent we model the chances of occurrence based on abiotic factors and the land use map indicate possible areas of habitats. For each species, at the intersection of the models, we point out locations with size to house a minimum viable population, called ecologically effective areas. In these areas we analyze the ecological viability of neighboring fragments and their distribution patterns in the landscape. The results showed an overestimation of the extent of occurrence in all species studied, and less than 2% of these areas are included in Conservation Units. When searching for ecologically effective areas according to each species, only two of the four have at least one fragment with a minimum viable area. Thus, we demonstrate that current extent and area of occurrence metrics overestimate habitat areas in the geographic distribution of species, and may misclassify them for extinction risk. For this reason, studies such as ours are increasingly needed to look for more realistic models, thus providing data to make management plans more effective.

Keywords: IUCN, geographical distribution, area of occurrence, local autocorrelation, minimum viable area.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 –	Fluxograma com as etapas da modelagem feita.....	25
FIGURA 2 –	Gráfico com resultados do teste de AUC, dos modelos de distribuição pelo Maxent: das espécies A) <i>Pipile jacutinga</i> ; B) <i>Crax blumenbachii</i> ; C) <i>Penelope ochrogaster</i> ; D) <i>Crax fasciolata</i>	30
FIGURA 3 –	Resultados do gráfico de confusão, com erros de comissão e omissão do modelo de Máximo de Entropia. A) <i>Pipile jacutinga</i> ; B) <i>Crax blumenbachii</i> ; C) <i>Penelope ochrogaster</i> ; D) <i>Crax fasciolata</i>	31
FIGURA 4 –	Mapas das EOO das espécies estudadas, indicando seus habitats remanescentes sem MAV, AEE e habitats inclusos nas UCs: A) <i>P. jacutinga</i> . B) <i>C. blumenbachii</i> . C) <i>P. ochrogaster</i> . D) <i>C. fasciolata</i>	33
FIGURA 5 –	Mapas com os resultados das análises espaciais de agregação, mostrando as AEE e a qualidade de seus vizinhos. A) <i>Pipile jacutinga</i> . B) <i>Crax fasciolata</i>	35
FIGURA 6 -	Mapas com as análises de Hot Spots, mostrando as regiões com fragmentos agregados e aleatórios. a) <i>Pipile jacutinga</i> b) <i>Crax fasciolata</i>	36

LISTA DE TABELAS

- TABELA 1 –** Tabela com dados biológicos das espécies; área da Extensão de Ocorrência (EOO), classificação do risco à extinção, áreas de ocorrência e principais ameaças..... 24
- TABELA 2 –** Dados de densidade populacional das espécies e população mínima viável (PMV) necessária para permanência em 100 anos, usados no cálculo da área mínima viável (AMV) necessária para preservação das espécies..... 26
- TABELA 3 –** Limiares de Classificação Para “*Habitats*” e “*Não-Habitats*” no Maxent, onde os valores iguais ou maiores que esses limiares são considerados “*Habitats*” e tipos de cobertura vegetal considerados como habitats no mapa de Uso e Ocupação do Solo, sendo que todas as demais classes foram consideradas “*Não-Habitat*” 33
- TABELA 4 -** Resultados espaciais pós-modelagem, comparando a área da EOO (Extensão de Ocorrência), com os resultados em porcentagens da AEE (Áreas Ecologicamente Efetivas), habitats protegidos por Unidades de Conservação (UCs) e novas categorias de risco a extinção considerando os resultados obtidos, Criticamente Ameaçados (CR), Em Perigo (EM) e Vulnerável (VU)..... 37

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AOO	Áreas de Ocorrência
AEE	Áreas Ecologicamente Efetivas
EOO	Extensão de Ocorrência
IUCN	União Internacional para Conservação da Natureza
MAV	Área Mínima Viável
MPV	População Mínima Viável
UC	Unidade de Conservação

SUMÁRIO

1	REVISÃO DE LITERATURA.....	11
	REFERÊNCIAS.....	16
2	INDICAÇÃO DE ÁREAS PARA CONSERVAÇÃO DE HABITATS – UMA ANÁLISE GEOESPACIAL.....	20
2.1	INTRODUÇÃO	22
2.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	24
2.2.1	ÁREAS DE ESTUDOS E ESPÉCIES ALVOS.....	24
2.2.2	MODELAGEM.....	25
2.2.2.1	Modelagem de Condições Abióticos.....	26
2.2.2.2	Modelagem De Uso E Ocupação Do Solo.....	28
2.2.2.3	Análises Estatísticas Espaciais.....	28
2.3	RESULTADOS.....	29
2.4	DISCUSSÃO.....	37
3	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	41
	REFERÊNCIAS	42

1 REVISÃO DE LITERATURA

Foram registradas cinco grandes extinções ao longo do tempo, todas ocasionadas por catástrofes naturais, que reduziram drasticamente a riqueza de espécies (BARNOSKY et al., 2011). Todos esses eventos foram seguidos do crescimento da diversidade, ocasionada pelos nichos vagos presentes após as extinções (GUSTAFSON; GARDNER, 1996; BEVERS; FLATHER, 1999). No entanto, não temos verificado este crescimento de diversidade na atual extinção em massa, o que pode ser decorrente da interferência antrópica sobre a colonização das espécies (BARNOSKY et al., 2011; EISENHAUER; BONN; GUERRA., 2019).

Diversas ações antrópicas como a caça predatória, desmatamento, contaminação de corpos d'água, solo e ar, são as principais ameaças às espécies atualmente (THOMAS et al., 2004; IUCN, 2013; FAHRIG., 2019). Nos tempos modernos, a partir da revolução industrial, otimizou-se a produção de alimentos em decorrência do crescimento populacional que exigiu mais recursos naturais para abastecê-la (GLASS; MALTHUS, 1959). Essa mudança no consumo da população tem estimulado a supressão das matas primárias para extração de madeira e expansão agrícola, plantio de espécies com valor econômico, urbanização, criação de gado, entre outras atividades (GLASS; MALTHUS, 1959; LAURANCE; SAYER; CASSMAN, 2014).

Em virtude disso, tem se registrado os maiores índices de supressão de habitats naturais, impactando o ambiente de diferentes formas e intensidades (WILCOVE et al., 1986). No entanto, a expansão agrícola mostra-se como o principal motivo da supressão de remanescentes florestais, sendo as principais atividades silvicultura, criação de gado, monoculturas, onde poucas espécies conseguem explorar esses ambientes (LAURANCE; SAYER; CASSMAN, 2014).

Com a alteração das florestas em áreas agrícolas vários modelos e teorias têm sido propostos para descrever ou explicar as tendências e padrões observados nestes habitats restantes, tais como a Teoria da Biogeografia de Ilhas (WILSON; MACARTHUR, 1967), teoria de metapopulação (BROWN; KODRIC-BROWN, 1977; HANSKI., 1998) ou teoria de percolação (GARDNER et al., 1987; BEVERS; FLATHER, 1999). Em resumo, elas preveem que a perda de habitats e fragmentação influenciam as taxas de colonização e extinção de espécies locais. Isto porque as manchas maiores seriam mais capazes de suportar populações viáveis ou as mais

conectadas facilitariam a troca de indivíduos entre as manchas (METZGER; DECAMPS, 1997; HANSKI., 1994). Assim, por sua vez, salientam a importância da configuração espacial para a circulação e a viabilidade de organismos em paisagens fragmentadas (COLLINGE, 2009; HANSKI., 1994).

A perda e fragmentação das florestas provocam também alterações nas condições microclimáticas (como penetração de luz, temperatura e umidade), chamada de efeito de borda (LAURANCE, 2006, MURCIA, 1995). Tal efeito, favorece a ocorrência de espécies generalistas devido a baixa exigência ambiental para ocorrerem, o que altera a composição de fauna e flora local (MURCIA, 1995; LAURANCE, 2006). Devido a sua relação estreita com as condições abióticas, a comunidade vegetal é a primeira afetada por essas mudanças (MURCIA, 1995; LAURANCE; SAYER; CASSMAN, 2014). Por consequência, os impactos são sentidos em cadeia uma vez que limitando a diversidade vegetal, os recursos ofertados ficam mais homogêneos prejudicando a colonização de espécies animais diferentes (PACIENCIA; PRADO, 2005; TUOMISTO; RUOKOLAINEN, 2005; TEIXEIRA; ASSIS, 2009; HOVICK., 2015).

Ao reduzirmos a quantidade de floresta limitamos a área de forrageio e intensificamos as competições inter e intraespecífica (BENGTSSON, 1989). A competição é um dos mecanismos de extinção das espécies, pois como não há recursos para todos os indivíduos, alguns vão se beneficiar enquanto outros não, reduzindo a abundância das populações, podendo chegar extinções locais (BENGTSSON, 1989; GUSTAFSON; GARDNER, 1996).

Em nível de paisagem, ao fragmentar florestas contínuas em mosaicos de remanescentes menores, isolamos as populações umas das outras. Com isso, a manutenção de metapopulações é prejudicada, pois a conectividade da paisagem é responsável pela sua manutenção (METZGER; DECAMPS, 1997; HANSKI., 1994). Por exemplo, em paisagens conexas animais silvestres podem transitar entre as florestas, em busca de recursos, seja alimento, parceiros sexuais ou abrigo. Algumas populações chegam a explorar a paisagem tão amplamente, podendo ser consideradas uma população distribuída em várias manchas, onde sua área de ocorrência não se limita apenas a um fragmento, mas sim a um conjunto de fragmentos conectados ou próximos (HANSKI; OVASKAINEN, 2000; BROWN; KODRIC-BROWN, 1977; FAHRIG., 2019).

Paisagens conectadas fornecem um menor risco de extinção para essas

populações, pois amenizam a competição, uma vez que sua área de exploração é expandida para vários fragmentos e também permite um maior fluxo gênico aumentando a variabilidade genética (BENGTSSON, 1989; SOARES, 2008). Populações com diversidade genotípica possuem diferentes fenótipos tornando os indivíduos mais aptos a mudanças ambientais (LEVINS, 1969; HANSKI, 1998). Isso ocorre, pois os imigrantes trazem genótipos diferentes, sendo introduzidos na população ao terem sucesso reprodutivo (SOARES, 2008; LEITE., 2017).

No entanto, é fundamental a compreensão destes padrões de distribuição dos habitats em escalas de paisagens, abrangendo toda a extensão geográfica das espécies para avaliar o risco de extinção das mesmas. Neste sentido, a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) tem a missão de categorizar as espécies conforme a sua probabilidade de extinção em curto prazo, contribuindo assim para indicar as tendências globais de ameaça e a priorizar os esforços de conservação (IUCN RED LIST; 2013). Tais pesquisas seguem critérios rigorosos, como perdas na extensão de ocorrência (EOO) ou em sua área de ocorrência (AOO) (GASTON; FULLER, 2009).

A EOO é definida como a área delimitada pelos limites geográficos extremos de ocorrência de uma espécie. Enquanto a AOO é uma área menor ou igual a EOO, onde a espécie realmente ocorre. Essas duas métricas possuem particularidades que se adequam para diferentes interpretações, sendo a EOO um excelente modelo para análises em macro escala, enquanto AOO é viável em estudos de populações e interações ecológicas (GASTON; FULLER, 2009; COLWELL; RANGEL, 2009).

Para classificar o risco de extinção das espécies, são utilizados cinco critérios, um deles é a análise espacial, que utiliza a EOO e AOO buscando identificar redução na distribuição geográfica das espécies (IUCN, 2013; GASTON; FULLER, 2009). Existem três classes de risco à extinção, criticamente em perigo, em perigo e vulnerável, esse critério usa limiares que determinam em qual classe de ameaça a espécie se encaixa (tabela 1) (IUCN 2013; RONDININI et al., 2014). Quase metades das espécies ameaçadas são listadas a partir desse critério e se devem principalmente à expansão das atividades agrícolas (GASTON; FULLER, 2009; BROOKS et. al., 2019;). Apesar de eficiente eles excluem fatores da paisagem (como conectividade entre os fragmentos), ambientais (como topografia e precipitação), ou biológicos (como densidade populacional específica) (GUSTAFSON; GARDNER, 1996; HERNÁNDEZ-MANRIQUE et al., 2012; GARDEN;

MCALPINE; POSSINGHAM, 2010; BROOKS et. al., 2019; SANTINI et al., 2019).

Desconsiderando esses fatores, corre-se o risco de superestimar a extensão territorial das AOO, não categorizando o risco de extinção real das espécies (BENGTSSON, 1989, BROOKS et. al., 2019). Já que locais com condições desfavoráveis podem ser incluídos nos modelos como habitats (erro de comissão), ou então excluir locais favoráveis (erro de omissão) (RONDININI et al., 2006; GIANNINI et al., 2012; BROOKS et. al., 2019; SANTINI et al., 2019). Isso pode ocorrer com todas as espécies nativas, no entanto espécies com distribuição geográfica restrita tendem ao erro de omissão, enquanto as que possuem distribuição ampla tendem ao erro de comissão (RONDININI et al., 2006; GIANNINI et al., 2012; BROOKS et. al., 2019; SANTINI et al., 2019).

Buscando incluir a complexidade ambiental que regula a distribuição geográfica das populações, alguns softwares e análises estatísticas podem ser fundamentais nesse processo. O índice de Moran é uma ferramenta que nos permite calcular o nível de proximidade dos remanescentes florestais (HERNÁNDEZ-MANRIQUE et al., 2012; GARDEN; MCALPINE; POSSINGHAM, 2010; ADAMS et al., 2019). Esses resultados nos indicam regiões com manchas aglomeradas, isoladas ou aleatórias, sendo que as localidades com padrão aglomerado tem menor risco de extinção local, pois a mobilidade na paisagem é maior, facilitando a exploração dos recursos pelos indivíduos (LEVINS, 1969; COLLINGE, 2009 BEVERS; FLATHER, 1999).

A fim de identificar relações de fonte e dreno entre os fragmentos, usamos uma autocorrelação, aplicada nos remanescentes com condições abióticas, de cobertura vegetal e área mínima viável, favoráveis para cada espécie, chamadas de áreas ecologicamente efetivas (AEE). Ao apontar as AEE que possuem outras AEE como vizinhas, essa análise fornece dados que direcionam pontos na AOO prioritários para conservação, já que mostra a interação das florestas dentro da paisagem, com eventuais áreas vizinhas com potencial de suportar novas populações (HERNÁNDEZ-MANRIQUE et al., 2012; ADAMS et al., 2019).

Buscando incluir a complexidade ambiental que regula a distribuição geográfica das populações, alguns softwares e análises estatísticas podem ser fundamentais nesse processo. O índice de Moran é uma ferramenta que nos permite calcular o nível de proximidade dos remanescentes florestais (HERNÁNDEZ-MANRIQUE et al., 2012; GARDEN; MCALPINE; POSSINGHAM, 2010; ADAMS et

al., 2019). Esses resultados nos indicam regiões com manchas aglomeradas, isoladas ou aleatórias, sendo que as localidades com padrão aglomerado tem menor risco de extinção local, pois a mobilidade na paisagem é maior, facilitando a exploração dos recursos pelos indivíduos (LEVINS, 1969; COLLINGE, 2009 BEVERS; FLATHER, 1999).

A fim de identificar relações de fonte e dreno entre os fragmentos, usamos uma autocorrelação, aplicada nos remanescentes com condições abióticas, de cobertura vegetal e área mínima viável, favoráveis para cada espécie, chamadas de áreas ecologicamente efetivas (AEE). Ao apontar as AEE que possuem outras AEE como vizinhas, essa análise fornece dados que direcionam pontos na AOO prioritários para conservação, já que mostra a interação das florestas dentro da paisagem, com eventuais áreas vizinhas com potencial de suportar novas populações (HERNÁNDEZ-MANRIQUE et al., 2012; ADAMS et al., 2019).

Outra ferramenta útil para conservação das espécies são as Unidades de conservação, que são usadas para garantir a manutenção das áreas de habitats (RONDININI; STUART; BOITANI, 2005; RESIDE; BUTT; ADAMS 2018; FICETOLA et al., 2015). Elas foram criadas baseadas na teoria da biogeografia de ilhas, para serem hotspots, ou seja, suportarem grande riqueza de espécies, funcionando assim, como fontes de indivíduos emigrantes para outros locais (WILSON; MACARTHUR, 1967; ADAMS et al., 2019; BEVERS; FLATHER, 1999). No entanto, sua eficiência está diretamente relacionada pela localidade que estão, onde o ideal é que incluam o maior número possível de EOO das espécies ameaçadas (EVANS et. al. 2011; BERESFORD et al. 2011; POWERS; JETZ 2019).

Seguindo o princípio da prática baseada em evidências, um bom exemplo para inclusão de parâmetros paisagísticos na classificação do risco de extinção, são os Cracídeos tropicais. Pois incluem espécies com diferentes tamanhos de EOO e classes de ameaças diferentes, além de explorarem os recursos de formas específicas. Nessa família temos a *Penelope ochrogaster*, *Crax blumenbachi* e *Pipile jacutinga*, (GALLETTI., 1997; AMORIM., 2014) que são restritas as matas primárias e EOO restritas (tabela 1). Além de outras menos exigentes como a *Penelope superciliaris*, *Penelope obscura*, e *Crax fasciolata*, que são encontradas tanto em matas primárias quanto em campos abertos e tem EOO maiores, sendo classificadas com vulneráveis à extinção (DESBIEZ & SÃO BERNARDO., 2011; BROOKS & STRAHL., 2000; SANTINI et al., 2018).

REFERÊNCIAS

ADAMS, Vanessa M. et al. Implementation strategies for systematic conservation planning. **Ambio**, v. 48, n. 2, p. 139-152, 2019.

AMORIM, Fernanda Alves de. **Densidade populacional e seleção de habitat pelo mutum-do-sudeste, Crax blumenbachii, na Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

BARNOSKY, Anthony D. et al. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived?. **Nature**, v. 471, n. 7336, p. 51-57, 2011.

BENGTSSON, Jan. Interspecific competition increases local extinction rate in a metapopulation system. **Nature**, v. 340, n. 6236, p. 713-715, 1989.

BERESFORD, A. E. et al. Poor overlap between the distribution of protected areas and globally threatened birds in Africa. **Animal Conservation**, v. 14, n. 2, p. 99-107, 2011.

BEVERS, Michael; FLATHER, Curtis H. The distribution and abundance of populations limited at multiple spatial scales. **Journal of Animal Ecology**, v. 68, n. 5, p. 976-987, 1999.

BROWN, James H.; KODRIC-BROWN, Astrid. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. **Ecology**, v. 58, n. 2, p. 445-449, 1977.

BROOKS, Thomas M. et al. Measuring Terrestrial Area of Habitat (AOH) and Its Utility for the IUCN Red List. **Trends in ecology & evolution**, 2019.

BROOKS, Daniel M.; STRAHL, Stuart D. **Curassows, guans and chachalacas: status survey and conservation action plan for cracids 2000-2004**. IUCN, 2000.

COLWELL, Robert K.; RANGEL, Thiago F. Hutchinson's duality: the once and future niche. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. Supplement 2, p. 19651-19658, 2009.

EISENHAUER, Nico; BONN, Aletta; GUERRA, Carlos A. Recognizing the quiet extinction of invertebrates. **Nature communications**, v. 10, n. 1, p. 50, 2019.

EVANS, Megan C. et al. The spatial distribution of threats to species in Australia. **BioScience**, v. 61, n. 4, p. 281-289, 2011.

FAHRIG, Lenore. Habitat fragmentation: A long and tangled tale. **Global ecology and biogeography**, v. 28, n. 1, p. 33-41, 2019.

FICETOLA, Gentile Francesco et al. Habitat availability for amphibians and extinction

threat: a global analysis. **Diversity and Distributions**, v. 21, n. 3, p. 302-311, 2015.

GALETTI, Mauro et al. Ecology and conservation of the jacutinga *Pipile jacutinga* in the Atlantic forest of Brazil. **Biological Conservation**, v. 82, n. 1, p. 31-39, 1997.

GARDNER, Robert H. et al. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. **Landscape ecology**, v. 1, n. 1, p. 19-28, 1987.

GARDEN, Jenni G.; MCALPINE, Clive A.; POSSINGHAM, Hugh P. Multi-scaled habitat considerations for conserving urban biodiversity: native reptiles and small mammals in Brisbane, Australia. **Landscape Ecology**, v. 25, n. 7, p. 1013-1028, 2010.

GASTON, Kevin J.; FULLER, Richard A. The sizes of species' geographic ranges. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, n. 1, p. 1-9, 2009.

GIANNINI, Tereza Cristina et al. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia**, v. 63, n. 3, p. 733-749, 2012.

GLASS, David Victor; MALTHUS, Thomas Robert. **Introduction to Malthus**. F. Cass, 1959.

GUSTAFSON, Eric J.; GARDNER, Robert H. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. **Ecology**, v. 77, n. 1, p. 94-107, 1996.

HANSKI, Ilkka. Metapopulation dynamics. **Nature**, v. 396, n. 6706, p. 41-49, 1998.

HANSKI, Ilkka; OVASKAINEN, Otso. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. **Nature**, v. 404, n. 6779, p. 755-758, 2000.

HANSKI, Ilkka. A practical model of metapopulation dynamics. **Journal of animal ecology**, p. 151-162, 1994.

HERNÁNDEZ-MANRIQUE, OLGA L. et al. Current protected sites do not allow the representation of endangered invertebrates: the Spanish case. **Insect Conservation and Diversity**, v. 5, n. 6, p. 414-421, 2012.

HOVICK, Torre J. et al. Spatial heterogeneity increases diversity and stability in grassland bird communities. **Ecological Applications**, v. 25, n. 3, p. 662-672, 2015.

IUCN (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE). **Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria**. Version 10.1. 2013.

LAURANCE, W F.; SAYER, Jeffrey; CASSMAN, Kenneth G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in ecology & evolution**, v. 29, n. 2, p. 107-116, 2014.

LAURANCE, W.F.; PERES, C.A. **Emerging Threats to Tropical Forests**. University of Chicago Press, Chicago, 2006.

LAURANCE, W F.; SAYER, Jeffrey; CASSMAN, Kenneth G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in ecology & evolution**, v. 29, n. 2, p. 107-116, 2014.

LEITE, Gabriel Augusto et al. Variabilidade e estruturação genética em populações de *Crax globulosa* (Aves: Cracidae), utilizando marcadores mitocondriais e SNPs. **Gabriel Augusto Leite**, p. 51, 2017.

LEVINS, Richard. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. **American Entomologist**, v. 15, n. 3, p. 237-240, 1969.

METZGER, Jean-Paul; DÉCAMPS, Henri. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Oecologica**, v. 18, n. 1, p. 1-12, 1997.

MURCIA, Carolina. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in ecology & evolution**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

PACIENCIA, Mateus Luís Barradas; PRADO, Jefferson. Effects of forest fragmentation on pteridophyte diversity in a tropical rain forest in Brazil. **Plant Ecology**, v. 180, n. 1, p. 87-104, 2005.

POWERS, Ryan P.; JETZ, Walter. Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. **Nature Climate Change**, v. 9, n. 4, p. 323, 2019.

RESIDE, April E.; BUTT, Nathalie; ADAMS, Vanessa M. Adapting systematic conservation planning for climate change. **Biodiversity and Conservation**, v. 27, n. 1, p. 1-29, 2018.

RONDININI, Carlo et al. Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. **Ecology letters**, v. 9, n. 10, p. 1136-1145, 2006.

RONDININI, Carlo; STUART, Simon; BOITANI, Luigi. Habitat suitability models and the shortfall in conservation planning for African vertebrates. **Conservation Biology**, v. 19, n. 5, p. 1488-1497, 2005.

SANTINI, Luca et al. Applying habitat and population-density models to land-cover time series to inform IUCN Red List assessments. **Conservation Biology**, 2019.

SOARES, Thannya Nascimento et al. Distribuição espacial da variabilidade genética intrapopulacional de *Dipteryx alata*. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 9, p. 1151-1158, 2008.

TEIXEIRA, Aloysio de Pádua; ASSIS, Marco Antonio. Relação entre heterogeneidade ambiental e distribuição de espécies em uma floresta paludosa no Município de Cristais Paulista, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, p. 843-853, 2009.

THOMAS, Chris D. et al. Extinction risk from climate change. **Nature**, v. 427, n. 6970, p. 145, 2004.

WILCOVE, David S.; MCLELLAN, Charles H.; DOBSON, Andrew P. Habitat fragmentation in the temperate zone. **Conservation biology**, v. 6, p. 237-256, 1986.

WILSON, Edward O.; MACARTHUR, Robert H. The theory of island biogeography. **Princeton, NJ**, 1967.

INDICAÇÃO DE ÁREAS PARA CONSERVAÇÃO DE HABITATS – UMA ANÁLISE GEOESPACIAL

Resumo

Devido à vulnerabilidade das espécies à extinção, foi criada a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas, que utiliza critérios para classificá-las quanto ao grau de ameaça. Um dos critérios analisa a redução da distribuição geográfica da espécie, proporcionalmente ao risco de extinção. Buscando melhorar a capacidade de discriminação de locais importantes para a conservação dentro da extensão e da área de ocorrência das espécies, nosso estudo propôs um método usando análises espaciais, como: modelagem de características abióticas (Maxent), análise de viabilidade populacional dos remanescentes e relações de fonte e dreno na paisagem. Exemplificamos isso em quatro espécies, com diferentes categorias de risco à extinção e extensão de ocorrência. Com o Maxent modelamos as chances de ocorrência baseadas nos fatores abióticos e no mapa de uso do solo apontamos possíveis áreas de habitats. Para cada espécie, na intersecção dos modelos, apontamos locais com tamanho para abrigar uma população mínima viável, chamadas de áreas ecologicamente efetivas. Nessas áreas analisamos a viabilidade ecológica dos fragmentos vizinhos e seus padrões de distribuição na paisagem. Os resultados obtidos demonstraram uma superestimação da extensão de ocorrência em todas as espécies estudadas, sendo que menos de 2% dessas áreas estão inclusas em Unidades de Conservação. Ao buscarmos áreas ecologicamente efetivas de acordo com cada espécie, apenas duas das quatro possuem pelo menos um fragmento com área mínima viável. Assim, demonstramos que as métricas atuais de extensão e área de ocorrência superestimam as áreas de habitats na distribuição geográfica das espécies, podendo classificá-las erroneamente quanto ao risco de extinção. Por isso, cada vez mais fazem-se necessários estudos como o nosso, que busquem modelos mais realísticos, fornecendo assim dados que tornem os planos de manejo mais efetivos.

Palavras-chave: IUCN, distribuição geográfica, área de ocorrência, autocorrelação local, área mínima viável.

Abstract

Due to species vulnerability to extinction, the Red List of Threatened Species was created, which uses criteria to classify them as to their degree of threat. One of the criteria analyzes the reduction of the geographic distribution of the species, proportional to the risk of extinction. Seeking to improve the discriminatory capacity of important conservation sites within the range and range of species occurrence, our study proposed a method using spatial analysis such as: modeling of abiotic characteristics (Maxent), population viability analysis of remnants and source and drain relationships in the landscape. We exemplify this in four species, with different categories of extinction risk and extent of occurrence. With Maxent we model the chances of occurrence based on abiotic factors and the land use map indicate possible areas of habitats. For each species, at the intersection of the models, we point out locations with size to house a minimum viable population, called ecologically effective areas. In these areas we analyze the ecological viability of neighboring fragments and their distribution patterns in the landscape. The results showed an overestimation of the extent of occurrence in all species studied, and less than 2% of these areas are included in Conservation Units. When searching for ecologically effective areas according to each species, only two of the four have at least one fragment with a minimum viable area. Thus, we demonstrate that current extent and area of occurrence metrics overestimate habitat areas in the geographic distribution of species, and may misclassify them for extinction risk. For this reason, studies such as ours are increasingly needed to look for more realistic models, thus providing data to make management plans more effective.

Keywords: IUCN, geographical distribution, area of occurrence, local autocorrelation, minimum viable area.

2.1 INTRODUÇÃO

As atividades humanas impactam as espécies animais de várias formas como por exemplo reduzindo habitats, alterando condições abióticas e através de modificações na configuração das paisagens (KUUSSAARI et al., 2009). Com isso perda e a fragmentação de habitats estão diretamente relacionadas à redução das populações e suas distribuições na paisagem (FAHRIG, 2017; FLETCHER et al., 2018). Esse cenário gera diferentes respostas entre as espécies, as generalistas se beneficiam, enquanto a maioria é prejudicada, devido baixa tolerância às mudanças ambientais (BAILLIE et al., 2004; HADDAD et al., 2015). Não por acaso, segundo Barnosky et al., (2011), estamos vivendo a sexta grande extinção em massa, já que atualmente a perda da biodiversidade supera a de outras eras.

Nesse sentido, vários estudos tentam mostrar como e quais as consequências nas populações e comunidades dessas alterações no ambiente (BAILLIE et al., 2004; HADDAD et al., 2015; HADDAD et al., 2017; FAHRIG, 2017; FLETCHER et al., 2018). Existe por tanto, uma variabilidade de respostas que se devem as formas específicas de interação de cada espécie com o ambiente (PFEIFER et al., 2017). Assim, paisagens com área de habitat iguais, porém com estruturas espaciais diferentes, como isolamento dos fragmentos fontes, tamanho e forma das manchas, podem gerar respostas ecológicas diferentes e alterar a composição da fauna (HADDAD et al., 2015). A fim de reduzir as ameaças às espécies, vários estudos vêm propondo métodos de análises espaciais para identificar áreas com potencial ecológico (GIANNINI et al., 2012; RONDININI et al. 2011; BERESFORD et al., 2011).

No intuito de compilar e divulgar esse conhecimento criou-se a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), que contribui para o estado de conservação das espécies e subespécies em nível global, divulgando a lista vermelha (Red List) de espécies ameaçadas (GASTON; FULLER, 2009; IUCN, 2001). Na Red List, as espécies são classificadas em nove categorias, sendo três com ameaça à extinção (IUCN, 2013). A classificação é determinada pela resposta quantitativa à cinco critérios, relacionados à abundância e distribuição geográfica (IUCN, 2013).

Em relação aos critérios nosso estudo se restringe ao critério “Distribuição geográfica restrita e apresentando fragmentação, declínio ou flutuação”, que utiliza

análises geoespaciais para modelar a distribuição geográfica das espécies. Sendo que atualmente os modelos são definidos através de métricas da Extensão de Ocorrência (EOO), ou Áreas de Ocorrência (AOO). Onde EOO é definida a partir dos limites máximos de ocorrência da espécie e AOO são as áreas específicas de ocorrência dentro da EOO (GASTON; FULLER, 2009; PEARSON et al., 2007).

Para refinar os dados usados nas análises espaciais, faz-se necessário considerar características da paisagem como, tamanho e distribuição dos remanescentes (GASTON; FULLER, 2009; POSSINGHAM, 2010; FAHRIG, 2003). Estas informações são essenciais para avaliar o risco de extinção das espécies à longo prazo, ameaçadas pelo processo de fragmentação (BROOK; TRAILL; BRADSHAW, 2006; HERNÁNDEZ-MANRIQUE et al., 2012; GARDEN; MCALPINE; POSSINGHAM, 2010; FAHRIG, 2003). Entretanto, a literatura ainda é escassa para muitas espécies, o que pode ser um viés nas previsões de extinção pela Red List (RONDININI et al. 2011; JIMENEZ-VALVERDE et al. 2008).

As ferramentas usadas nas previsões espaciais são baseadas em algoritmos que estimam a distribuição geográfica das espécies, usando pontos de ocorrência e ausência para isso (GUISAN; THUILLER, 2005). Entretanto, a falta de dados de ausência facilita que erros de omissão e comissão enviesem os modelos (SOBERON & PETERSON 2005; RONDININI et al., 2006; GIANNINI et al., 2012). Por isso, a fim de considerar a configuração da paisagem nesse trabalho, utilizamos o algoritmo Maxent, que necessita de poucos pontos e apenas de dados de ocorrência para gerar os mapas (PEARSON et al., 2007; JEGANATHAN, 2004). Buscando previsões mais acuradas, acrescentamos aos modelos do Maxent, análises das paisagens, quanto ao isolamento e tamanho dos remanescentes, referentes às exigências de cada espécie.

Assim, nosso trabalho busca contribuir para discriminação de locais relevantes para conservação, dentro da extensão e da área de ocorrência das espécies. Para isso, propomos uma modelagem espacial considerando as exigências de cada espécie em relação às características abióticas (Maxent), análise de viabilidade populacional pelo tamanho dos remanescentes e relações de fonte e dreno na paisagem, além de quantificar os habitats inclusos nas UCs nacionais, com o intuito de avaliar se a inclusão destas informações pode alterar o status de ameaça das espécies.

2.2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.2.1 ÁREAS DE ESTUDOS E ESPÉCIES ALVOS

Limitamo-nos a trabalhar dentro da EOO de cada espécie, disponíveis pela IUCN Red List (disponível para download em <http://www.iucnredlist.org>). Essa distribuição foi gerada a partir do método do polígono mínimo, que inclui todas as AOO, das espécies (GASTON; FULLER, 2009). Dentro desses limites aplicamos o método proposto, nas respectivas AOO das espécies alvo. Assim modelamos quatro áreas, uma para cada Cracídeo respectivamente, *Pipile jacutinga*, *Crax blumenbachii*, *Penelope ochrogaster* e *Crax fasciolata* (figura 1).

A escolha das espécies foi definida por possuírem diferentes categorias de risco a extinção e dimensões de distribuição geográfica. A eficiência de nosso método foi testada em diferentes condições de ameaça e amplitude geográfica. As quatro espécies possuem características biológicas parecidas, porém com algumas diferenças pautadas na tabela 1.

Tabela 1 – Tabela com dados biológicos das espécies; área da Extensão de Ocorrência (EOO), classificação do risco à extinção, áreas de ocorrência e principais ameaças

	<i>P. jacutinga</i>	<i>C. blumenbachii</i>	<i>P. ochrogaster</i>	<i>C. fasciolata</i>
EOO IUCN (mil km²)	856	77,4	1050	4720
Categoria Red List	EM	EM	VU	VU
Permeabilidade na	Restrita à	Restrita à	Pouco	Permeável
Matriz	Floresta	Floresta	Permeável	
Principais Ameaças	Caça, Urbanização e Perda de Habitats.	Caça e Perda de Habitat	Caça, Urbanização e Perda de Habitats.	Caça e Perda de Habitat

Fonte: GALLETTI, 1997; DESBIEZ & SÃO BERNARDO, 2011; AMORIM, 2014; IUCN Red List.

2.2. MODELAGEM

O método proposto possui várias etapas até ser finalizado (Figura 1). Iniciamos produzindo dois mapas, um do Maxent e outro de uso e ocupação do solo, classificados dicotomicamente em áreas de *habitat* e *não-habitat*. Depois sobreponemos esses dois mapas, extraíndo um mapa da intersecção de suas áreas de *habitats* em comum. Neste mapa aplicamos a AMV (Área Mínima Viável) de cada espécie, selecionando as florestas com AMV específicas (Tabela 2). Obtivemos esse dado a partir do cálculo do valor de PMV (População Mínima Viável) com a média da densidade de cada espécie (BROOK; TRAILL; BRADSHAW,2006) (Tabela 2). Essas florestas foram chamadas de AEE (Áreas Ecologicamente Efetivas), por reunirem tamanhos e condições ambientais favoráveis para preservação da espécie. Por fim, calculamos a porcentagem das AEE protegidas pelas UCs (Unidades de Conservação), analisamos seus padrões de distribuição e as características ecológicas das matas vizinhas.

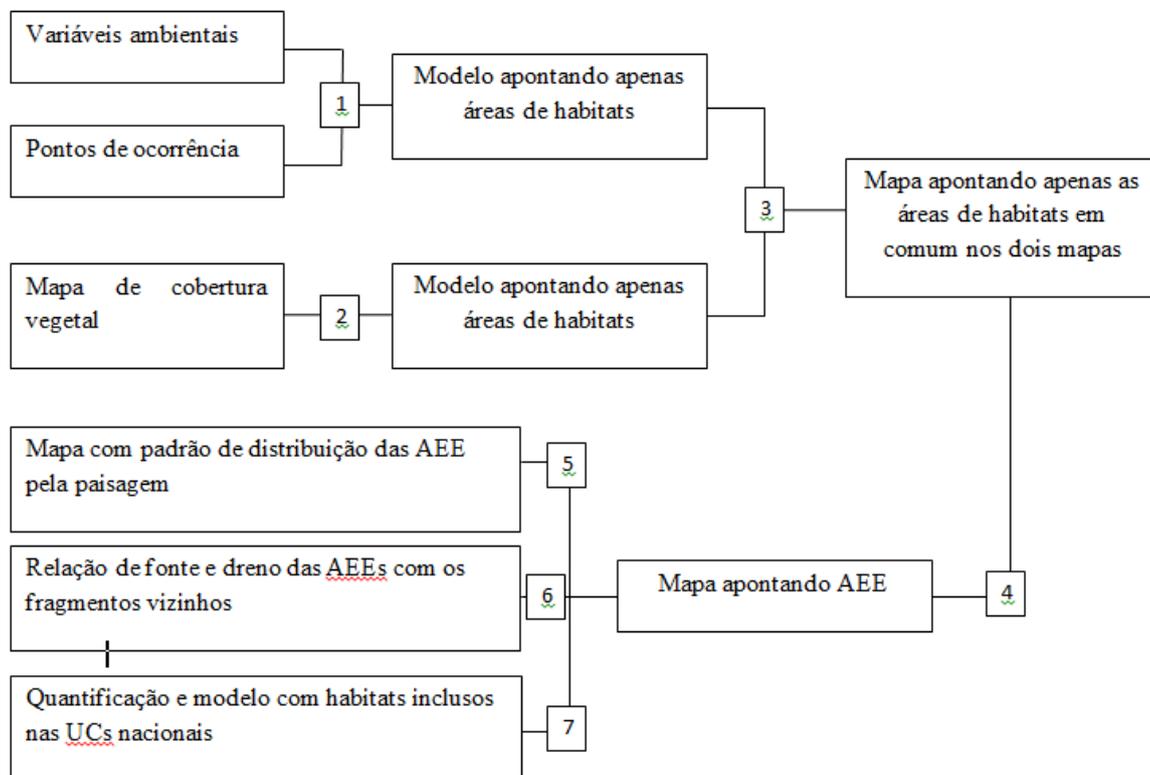


Figura 1 – Fluxograma com as etapas da modelagem feita.

Tabela 2 – Dados de densidade populacional das espécies e população mínima viável (PMV) necessária para permanência em 100 anos, usados no cálculo da área mínima viável (AMV) necessária para preservação das espécies.

Espécie	Densidade Populacional (ind/km ²)	População Mínima Viável (PMV) (ind)	Área Mínima Viável (AMV) (km ²)
<i>P. jacutinga</i>	2,46	4000	1624,69
<i>C. blumenbachii</i>	1,3	4000	3076,92
<i>P. ochrogaster</i>	1,3	4000	3076,92
<i>C. fasciolata</i>	2,9	4000	1379,31

Fonte: GALLETI, 1997; DESBIEZ & SÃO BERNARDO, 2011; AMORIM, 2014; IUCN Red List.

2.2.2.1 Modelagem de Condições Abióticas

Modelamos a EOO das espécies usando Maxent (máximo de entropia) versão do algoritmo 3.3.1 (PILHLIPS et al., 2006) (<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent>). Este algoritmo utiliza um conjunto de regras para classificar a probabilidade de ocorrência das espécies, a partir de dados de ocorrência e de um conjunto de variáveis ambientais. Ao cruzar os pontos de ocorrência com as variáveis ambientais ele gera um modelo de valores contínuos, representando a probabilidade de ocorrência da espécie. Sendo que a probabilidade de ocorrência é maior, nos locais com variáveis ambientais semelhantes às encontradas nos pontos de ocorrência (PEARSON, 2007).

Os modelos são gerados a partir de pontos de ocorrência e ausência, como usamos o Maxent utilizamos apenas pontos de ocorrência (PEARSON et al., 2007; JEGANATHAN, 2004). Assim, obtivemos os pontos de ocorrência de diferentes bancos de dados científicos online, disponíveis para download em Global Biodiversity Information Facility (GBIF, <Http://www.gbif.org/>). Outra fonte usada foi o SpeciesLink (<http://splink.cria.org.br/>) e Xeno-canto (<http://www.xeno-canto.org>) e a base de dados contida em Hasui et al. (2018). Ao todo usamos 1504 pontos de ocorrência divididos em 217 para *Pipile jacutinga*, 43 para *Crax blumenbachii*, 132 para *Penelope ochrogaster*, 855 para *Penelope obscura* e 257 para *Crax fasciolata*. Registros localizados fora da EOO (Extensão de Ocorrência), com proximidade

menor que 1 km foram excluídos, a fim de evitar viés nos modelos gerados. Incluímos também registros históricos, pois podem representar novas áreas com potencial ecológico.

Para modelar a probabilidade de ocorrência das espécies foram incluídas variáveis ambientais relacionadas à temperatura, precipitação, topografia e variáveis do solo (HIPÓLITO et al., 2015). Dessas, 13 variáveis ambientais foram incluídas, como, padrões de clima do Worldclim (<http://www.worldclim.org/>, 900m resolução), amplitude de temperatura diária média (BIO2), sazonalidade de temperatura (BIO4), precipitação anual (BIO12), precipitação no mês mais chuvoso (BIO13), sazonalidade precipitação (BIO15), a precipitação do trimestre mais chuvoso (BIO16), a precipitação do trimestre mais seco (BIO17) e precipitação do trimestre mais quente (BIO18). Esses mapas trazem informações quantitativas para cada coordenada geográfica, referentes à variável ambiental em questão.

Como variável topográfica, utilizamos o mapa de elevação da NASA Shuttle Radar Topography Mission (SRTM, <Http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/>, 900m resolução). Em relação às variáveis do solo, utilizamos os mapas de drenagem, fertilidade e de taxa de troca de cátions da Embrapa Solos website (<http://mapoteca.cnps.embrapa.br/geoacervo>, resolução 2500m). Utilizamos também, a rede fluvial da camada de HydroSHEDS (<http://hydrosheds.cr.usgs.gov/hydro.php>), com 300m resolução. Porém, devido à variação na resolução entre os níveis, reclassificamos todos os mapas em 900m para padronizar as escalas.

Em relação à estatística dos dados obtidos pelo Maxent, testamos a correlação entre as variáveis ambientais, realizamos uma análise da matriz de correlação de Pearson. Nesse momento testamos a relação em pares de cada variável ambiental, buscando identificar e excluir as relações mais fortes ($r > 0,7$), tanto positivas quanto negativas.

Avaliamos a confiabilidade do modelo por três diferentes métodos. Em primeiro lugar, optamos pelo bootstrap, onde os dados de ocorrência são divididos aleatoriamente, construindo vários mapas (50 mapas). Para cada modelo gerado, os dados se dividem pela metade, 50% para formar o modelo e 50% para testar o modelo (PEARSON, 2007). Depois utilizamos a mediana e o desvio padrão dos cinquenta modelos do bootstrap para a validação estatística dos mesmos.

Posteriormente, calculamos os locais onde a espécie teve o registro

confirmado, com os que o modelo apontou com alta probabilidade de ocorrência, daí foi testado à significância estatística dos resultados usando um teste binomial bicaudal. Ele fixa o limiar de sensibilidade do local observado em 95%, qualquer resultado abaixo desse limiar o mapa é considerado pouco representativo (PEARSON, 2007; ZAR, 1996).

Por último, calculamos a curva Receiver Operating (ROC), que avalia a consistência do modelo usando um único valor que representa a área abaixo da curva (AUC) (DELONG et al., 1988). Esta análise é baseada na medida de sensibilidade, que é a taxa de verdadeiros positivos versus falsos positivos, assim mensuramos os erros de comissão (incluir áreas ruins como habitat) e omissão (desconsiderar áreas de habitats nos modelos), cujo os índices de AUC variam entre 0,5 (aleatória) e 1.0 (perfeita discriminação) (METZ, 1986).

Para as próximas etapas usamos o modelo reclassificado em "*habitats*" e "*não-habitats*", desfazendo a configuração em porcentagem para chance de ocorrência. O limiar estabelecido representa a mediana dos valores de saída logística, disponíveis pelos 50 modelos produzidos (PEARSON et al., 2007).

2.2.2.2 Modelagem De Uso E Ocupação Do Solo

Buscando evitar erros de comissão, reclassificamos outro mapa de uso e ocupação dos solos disponibilizados pelo MAPBIOMA (http://mapbiomas.org/pages/database/reference_maps). Essa análise é necessária uma vez que muitas das áreas indicadas como habitats pelo Maxent podem ter sido substituídas por qualquer tipo de uso antrópico, inadequado para ocorrência das espécies. Para isso, reclassificamos o mapa, que inicialmente tinha 22 classes de uso do solo, para as duas classes de "*habitats*" e "*não-habitats*" (tabela 1), em que apenas as classes adequadas para ocorrência de cada espécie foram consideradas "*habitat*" e todas as demais classes consideradas "*não-habitat*" (SIGRIST, 2009).

2.2.2.3 Análises Estatísticas Espaciais

Com a modelagem das áreas de ocorrência finalizada, obtivemos um mapa

que representa potenciais habitats tanto pelos resultados do Maxent, quanto pelo mapa de uso e ocupação do solo. Finalizada essa etapa, calculamos as Áreas Mínima Viável (AMV) de cada espécie, a partir de seus valores de densidade e População Mínima Viável (PMV) (BROOK; TRAILL; BRADSHAW,2006) (tabela 2). Nas Áreas Ecologicamente Efetivas (AEE), calculamos seus padrões de distribuição na paisagem, suas relações com os vizinhos, ou seja, se eram circundados por outras AEE ou não e a proporção dos habitats incluídos em unidades de conservação (UCs). Para isso, foram realizadas análises de estatística espacial no intuito de identificarmos possíveis paisagens capazes de suportar uma alta diversidade de espécies (hotspots), sendo usadas como prioritárias à conservação (BROOKS et al., 2002). Por conseguinte, usamos as AEE, já que reúnem características ambientais favoráveis e tamanhos para suportar as populações. Corroborado pelos valores de p que variam de 0 a 1, sendo que valores menores indicam padrão agregado dos habitats.

Outra análise estatística espacial, foi realizada no intuito de identificarmos as relações entre as AEE e seus vizinhos num raio de até 5000 metros. Nessas áreas aplicamos o índice de Moran (1995), identificando cinco possíveis relações, de AEE cercadas de AEE, ou circundados por habitats sem AMV, ainda habitats sem AMV cercados por AEE ou por outros habitats sem AMV, por fim relações não significativas.

Por fim, sobrepomos nossos modelos com os mapas referentes a todas as Unidades de Conservação (UCs) em território brasileiro. Com isso obtivemos a porcentagem de habitats inclusos nas UCs

2.3 RESULTADOS

Nossos resultados tiveram significância estatística nos mapas do Maxent para todas as espécies, com $p < 0,05$, indicando alta confiabilidade nos modelos. Sendo que a *P. ochrogaster* teve o pior índice de AUC (figura 2), mostrando que os pontos de ocorrência de teste sobrepunham os locais do Maxent com maior probabilidade de ocorrência. Os erros de comissão e omissão foram analisados pelo Gráfico de Confusão (figura 3), mostrando que nosso método apresenta baixas chances desses tipos de erros. Para cada espécie uma variável abiótica diferente teve maior

relevância na modelagem para ocorrência. Esses testes nos mostram a acurácia do nosso método, devido à baixa previsão de erros de comissão e omissão e valores de p muito próximos de zero, mesmo após a exclusão das variáveis abióticas mais significativas para a ocorrência cada espécie.

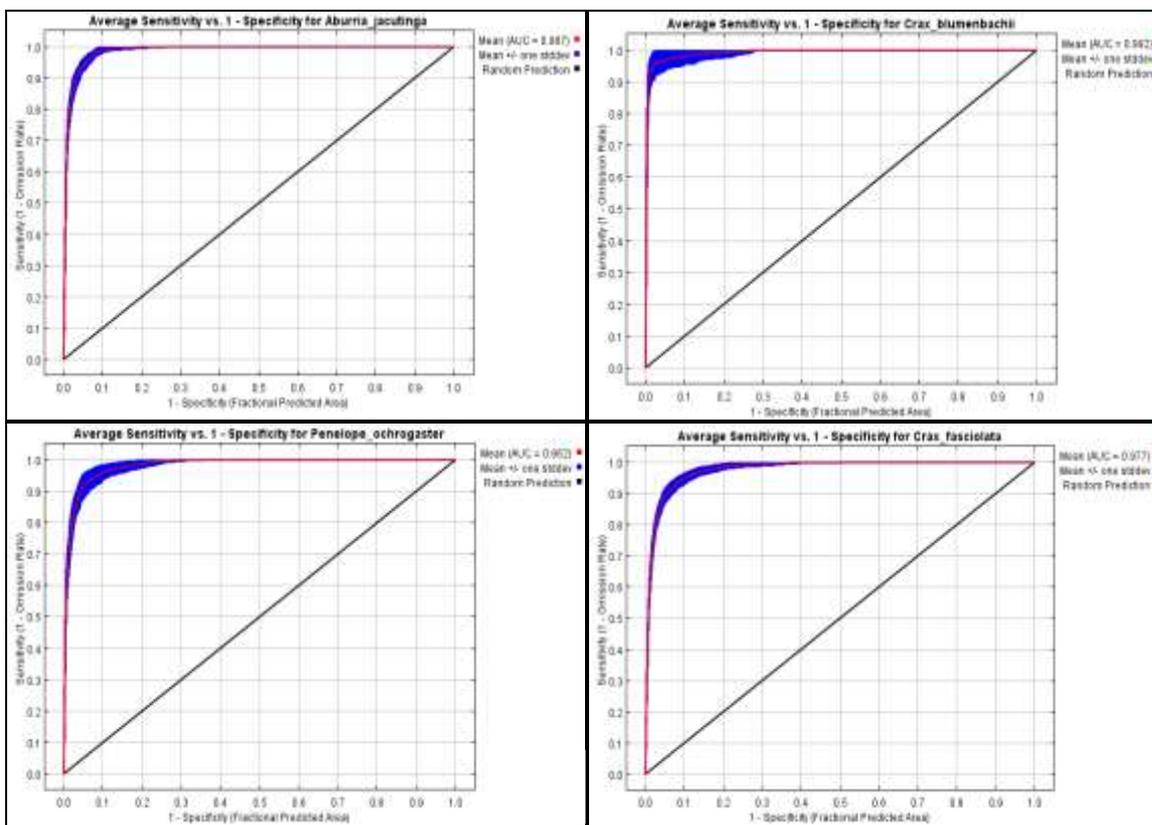
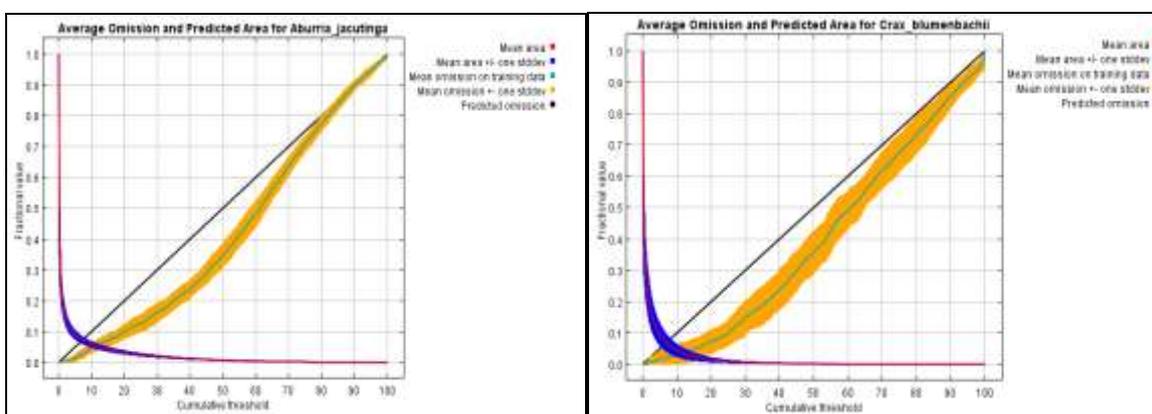


Figura 2 – Gráfico com resultados do teste de AUC, dos modelos de distribuição pelo Maxent: das espécies A) *Pipile jacutinga*; B) *Crax blumenbachii*; C) *Penelope ochrogaster*; D) *Crax fasciolata*.



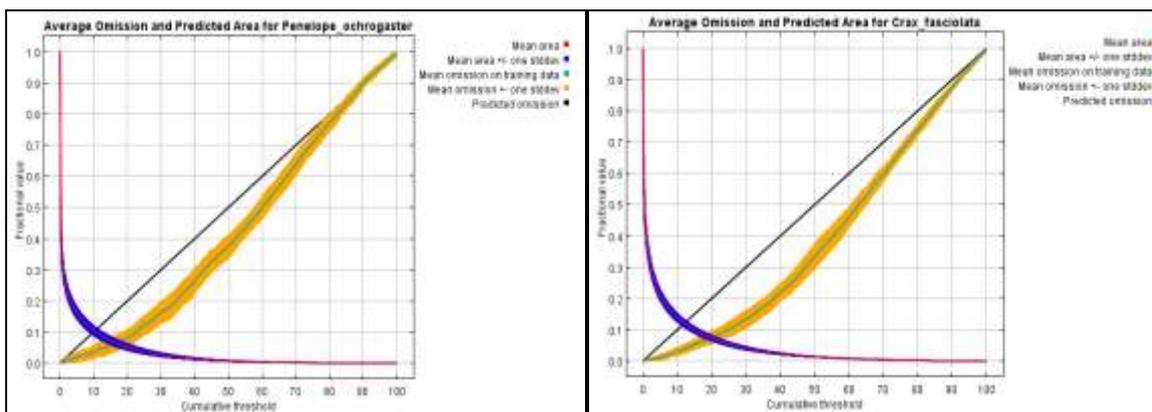
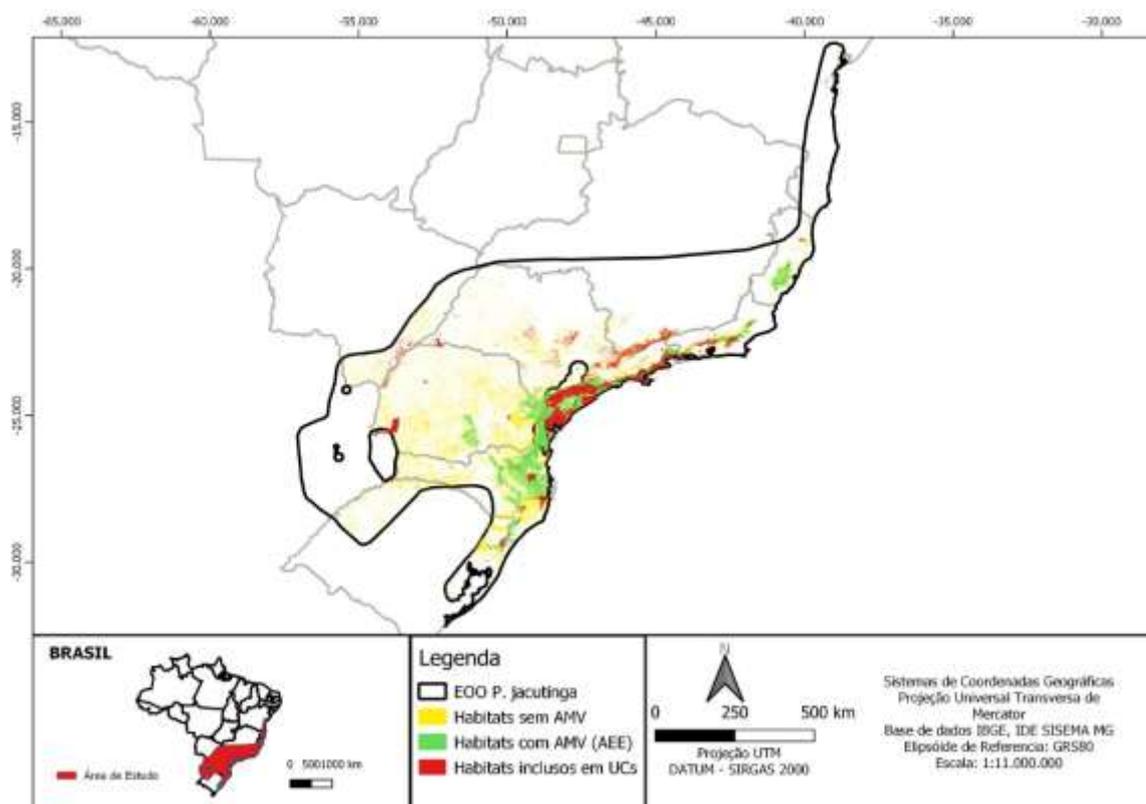
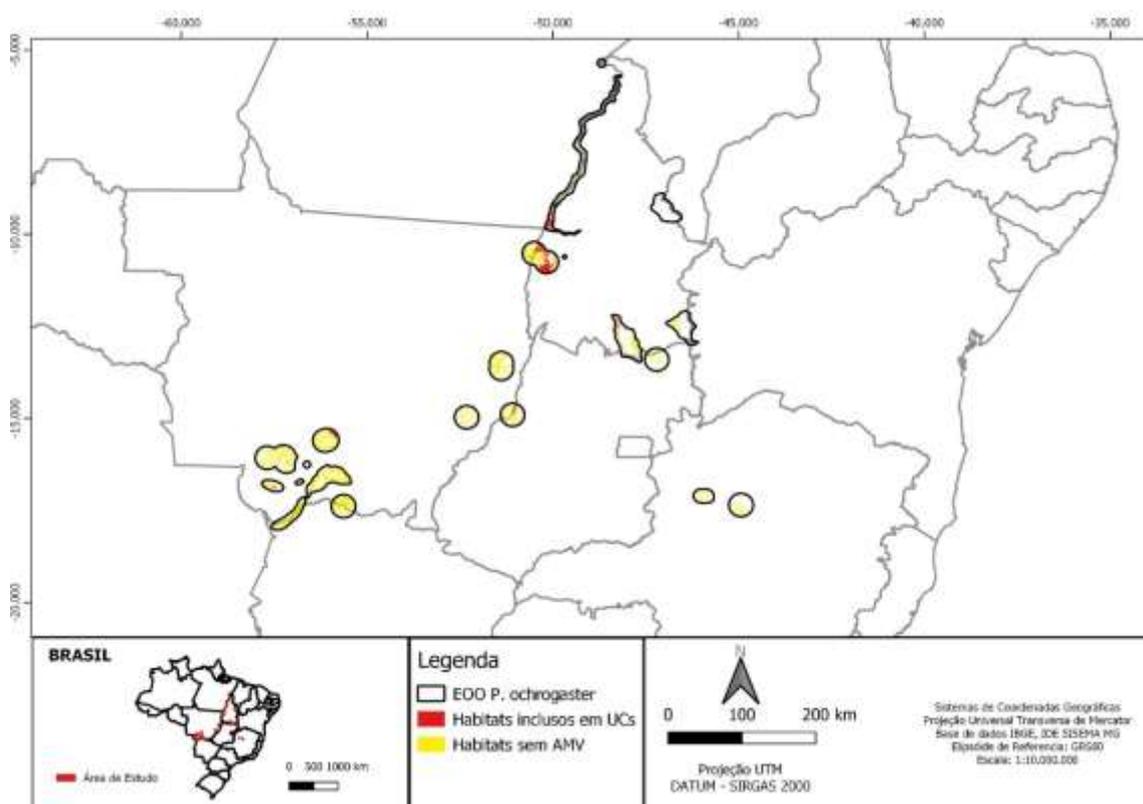
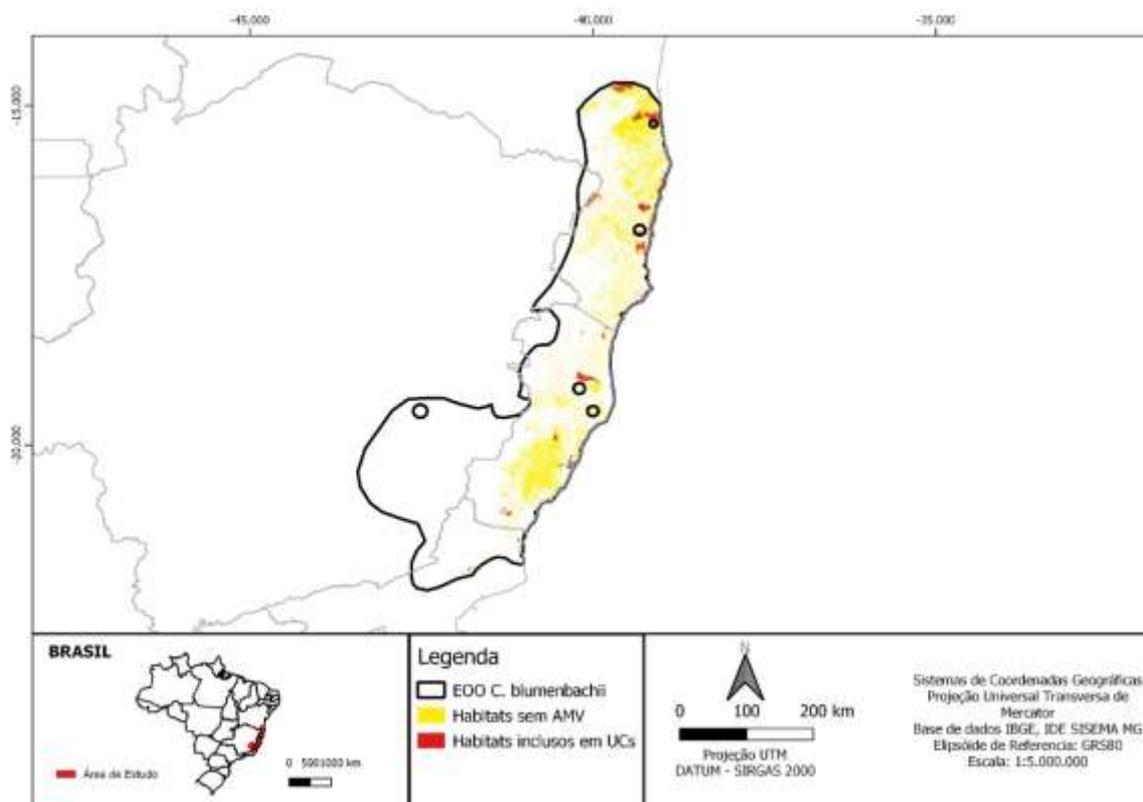


Figura 3 – Resultados do gráfico de confusão, com erros de comissão e omissão do modelo de Máximo de Entropia. A) *Pipile jacutinga*; B) *Crax blumenbachii*; C) *Penelope ochrogaster*; D) *Crax fasciolata*.

Ao final, o método proposto mostrou que todas as espécies têm suas distribuições geográficas superestimadas (figura 4), reduzindo em média 83,5% de suas áreas (tabela 3). Destacando a *Crax fasciolata*, que reduziu sua área para apenas 5,68% do tamanho inicial. As espécies *A. jacutinga*, *P. ochrogaster*, e *C. blumenbachii* também sofreram reduções de 67,75%, 85,6% e 86,6% respectivamente (tabela 3), sendo que das áreas restantes poucas estão incluídas nas UCs, indicando baixa eficiência das UCs para as espécies estudadas.





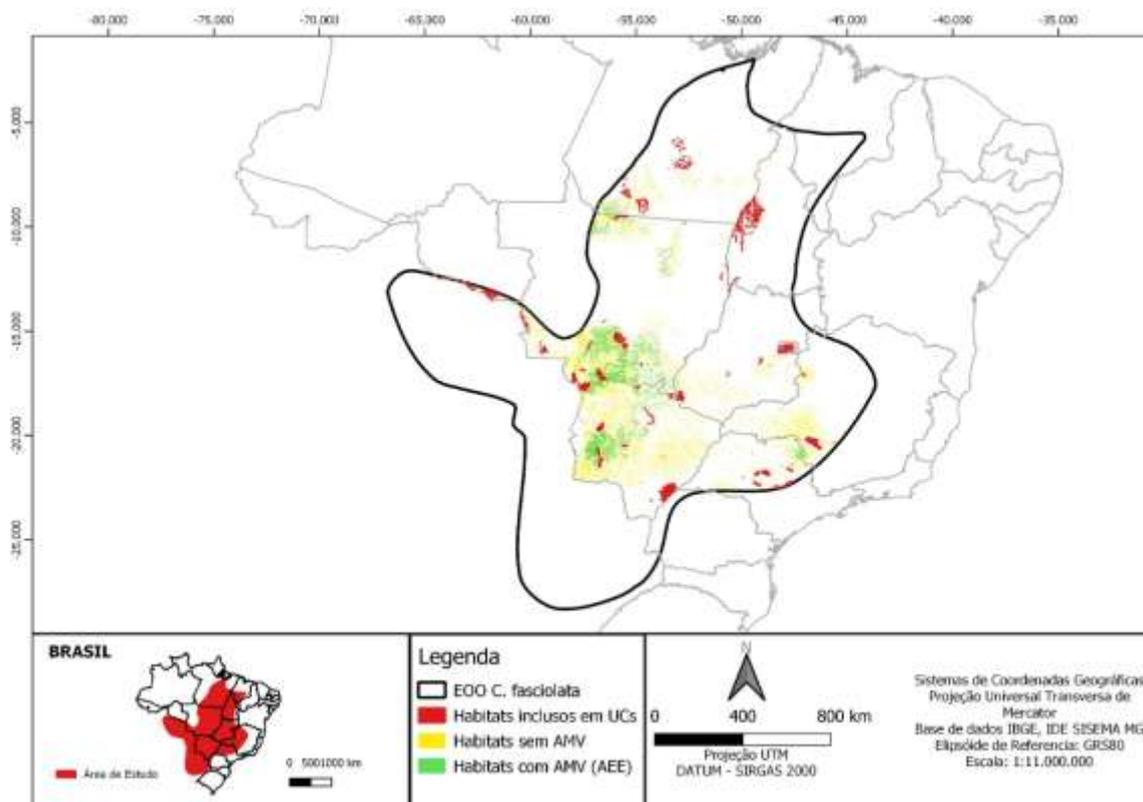


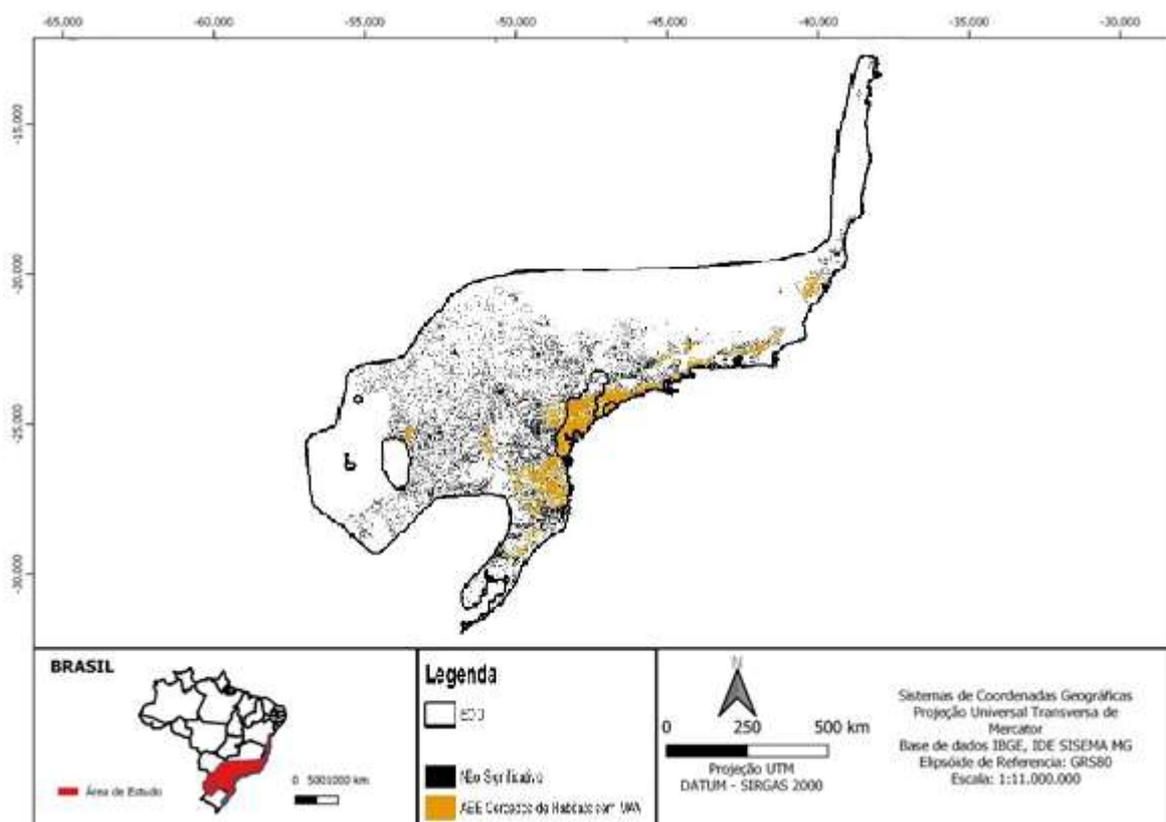
Figura 4 – Mapas das EOO das espécies estudadas, indicando seus habitats remanescentes sem MAV, AEE e habitats inclusos nas UCs: A) *P. jacutinga*. B) *C. blumenbachii*. C) *P. ochrogaster*. D) *C. fasciolata*.

Tabela 3 – Limiares de Classificação Para “*Habitats*” e “*Não-Habitats*” no Maxent, onde os valores iguais ou maiores que esses limiares são considerados “*Habitats*” e tipos de cobertura vegetal considerados como habitats no mapa de Uso e Ocupação do Solo, sendo que todas as demais classes foram consideradas “*Não-Habitat*”.

Espécie	Mediana Dos Resultados (%) De “ <i>Saída Logística</i> ”	Uso do Solo Considerados Habitats
<i>P. jacutinga</i>	7,82%	Florestas Primárias e Secundárias
<i>C.blumenbachii</i>	16,45%	Florestas Primárias e Secundárias
<i>P. ochrogaster</i>	17,3%	Florestas Primárias, Secundárias e Cerrado.
<i>C. fasciolata</i>	20,34%	Florestas Primárias, Secundárias, Cerrado e Campos Nativos.

Fonte: GALLETTI., 1997; AMORIM., 2014; DESBIEZ & SÃO BERNARDO., 2011; BROOKS & STRAHL., 2000.

Em relação à análise descritiva dos habitats remanescente, a mediana das áreas dos habitats remanescentes estão abaixo das AMV para manutenção das espécies, apontando poucas AEE. (tabela 3). Apenas duas espécies possuem AEE, *Pipile jacutinga. Jacutinga* e *Crax fasciolata* (tabela 3). Suas análises estatísticas de agregação demonstraram que suas AEE estão cercadas em grande parte por fragmentos sem AMV exigida pela espécie (figura 5). Já na “Análise de Hotspots” as duas espécies tiveram distribuição das AEE aleatórias (figura 6), indicando isolamento dos fragmentos na paisagem.



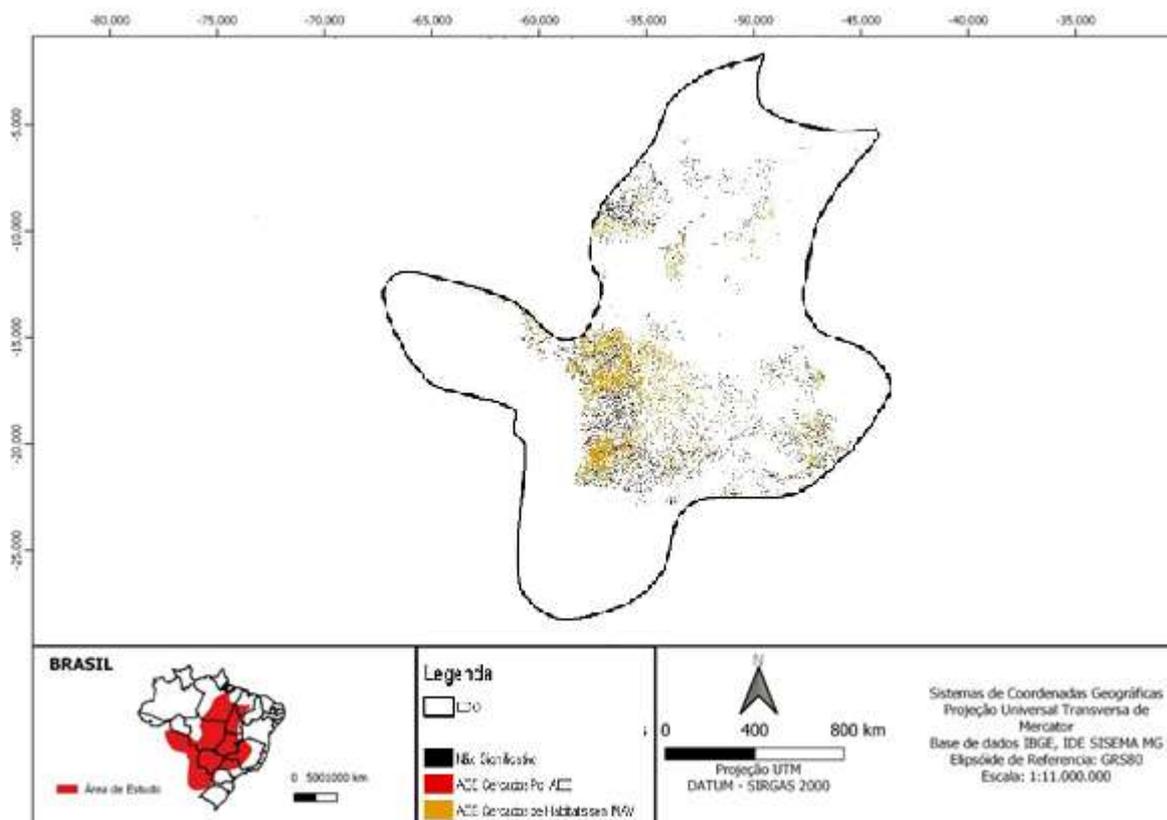
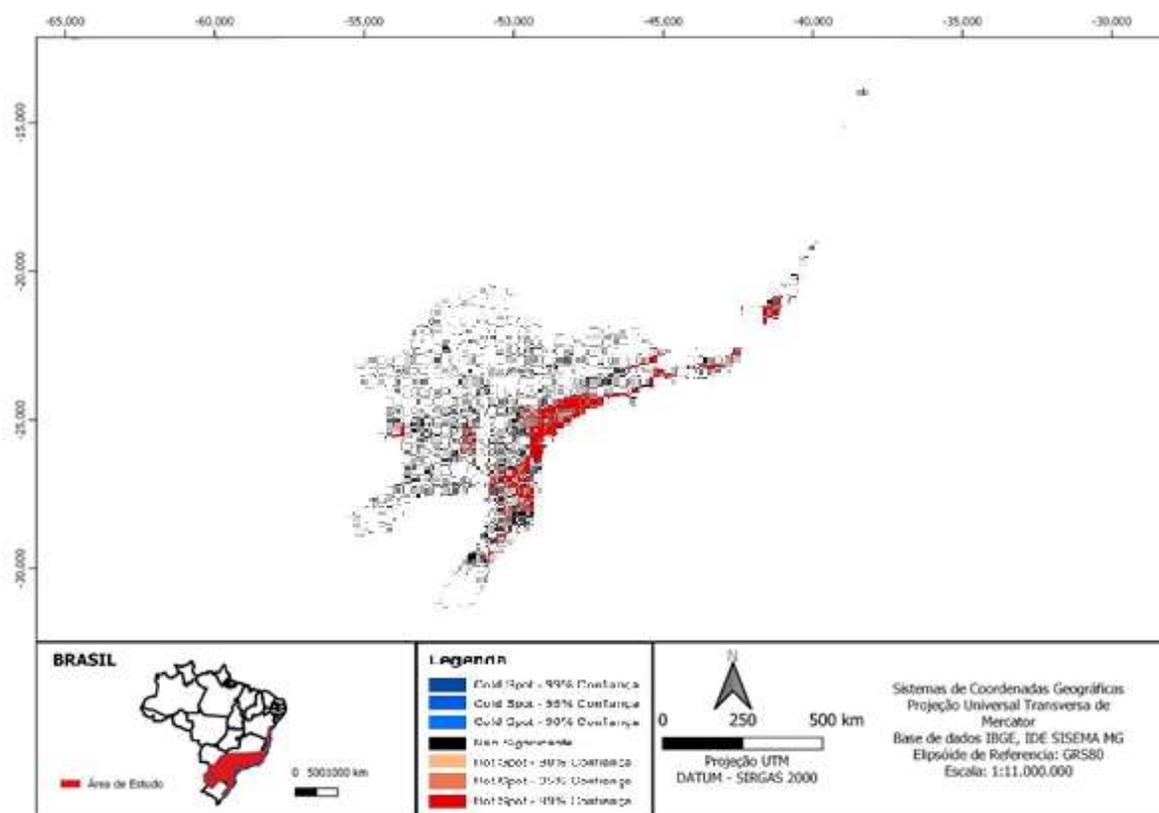


Figura 5 – Mapas com os resultados das análises espaciais de agregação, mostrando as AEE e a qualidade de seus vizinhos. A) *Pipile jacutinga*. B) *Crax fasciolata*.



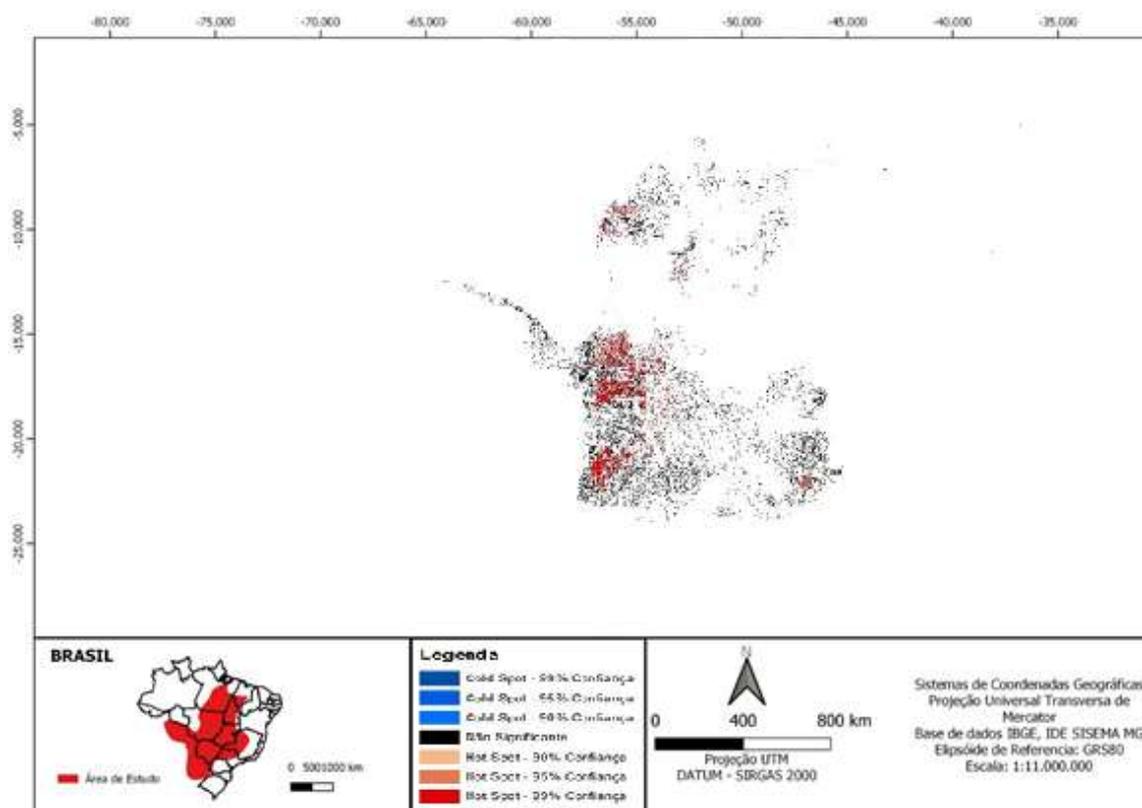


Figura 6 – Mapas com as análises de Hot Spots, mostrando as regiões com fragmentos agregados e aleatórios. a) *Pipile jacutinga* b) *Crax fasciolata*.

2.2 DISCUSSÃO

A distribuição geográfica das espécies utilizando a métrica de EOO mostrou-se superestimadas. Já que não consideram as exigências específicas das mesmas em termos de nicho ecológico e inclui as áreas de não habitat (i.e., áreas de habitats desmatadas e convertidas em diferentes usos do solo).

Já em relação as AOOs, as espécies possuem remanescentes predominantemente pequenos e isolados, com valores medianos inferiores ao mínimo necessário para manter suas populações à longo prazo. Sendo que a *P. ochrogaster* e *C. blumenbachii* encontram-se em piores situações, não apresentam fragmentos capazes de manter uma população mínima viável.

Analisando as áreas ecologicamente efetivas (AEE) existentes para *P. jacutinga* e *C. fasciolata*, elas podem servir como fontes, mas estão distribuídas aleatoriamente e cercadas de fragmentos com baixa qualidade ambiental para

manter populações viáveis a longo prazo.

Quanto ao sistema de Unidades Conservação apresenta baixa capacidade de proteção para as espécies estudadas. Menos 4,3% da área AOO em relação a sua EOO estão dentro das Unidades de Conservação, com o vimos na tabela 04.

Tabela 4 – Resultados espaciais pós-modelagem, comparando a área da EOO (Extensão de Ocorrência), com os resultados em porcentagens da AEE (Áreas Ecologicamente Efetivas), habitats protegidos por Unidades de Conservação (UCs) e novas categorias de risco a extinção considerando os resultados obtidos, Criticamente Ameaçados (CR), Em Perigo (EM) e Vulnerável (VU).

	<i>P. jacutinga</i>	<i>C. blumenbachii</i>	<i>P. ochrogaster</i>	<i>C. fasciolata</i>
EOO IUCN (mil km²)	856	77,4	1050	4720
EOO Arcgis (mil km²)	1089,7	137,8	81,2	3404,7
Área de Habitats Restantes (%)	14,20	13,40	32,25	5,68
AEE (%)	5,3	0	0	1,9
Área Inclusa nas UCs (km²)	864,3	1834,9	3633,2	9490,2
Área Inclusa nas UCs (%)	0,8	1,33	4,47	0,28
Mediana da Área dos Habitats (km²)	0,0024	0,1033	0,0017	0,0017
Desvio Padrão da Área (km²)	842,5	1190,9	888,0	149,1
Categorias IUCN Red List	EM	CR	CR	VU

Portanto, a inclusão da modelagem de nicho e de estimativas para Área Mínima Viável nas avaliações de quantidade e configuração dos fragmentos, forneceram estimativas mais acuradas das AOOs estudadas.

Dessa forma, ao avaliarmos se a inclusão de exigências biológicas nos modelos espaciais altera o status de ameaça das espécies, nossos resultados são corroborados por estudos já existentes na literatura, que mostram alterações no status do risco de extinção (SANTINI et al., 2019; FICETOLA et al., 2015; RONDININI et al., 2011; RONDININI et al., 2014). Assim como ocorre com a *Crax blumenbachii* e a *Penelope ochrogaster*, ameaçadas pela perda e fragmentação dos habitats. Nessas duas espécies não encontramos nenhuma AEE (tabela 04). Desse modo elas ultrapassam dois limiares no critério de “Distribuição geográfica restrita e apresentando fragmentação, declínio ou flutuações”, o que as colocam como

criticamente ameaçadas de extinção (CR) (tabela 04) (IUCN 2013). Esses resultados se devem por ambas as espécies apresentarem menos de duas AEE. Por consequência, suas áreas de ocupação medem menos de 10km², segundo os limiares adotados pela IUCN Red List (IUCN., 2013).

Como visto anteriormente as alterações do risco de extinção, podem levar a uma reclassificação das espécies (SANTINI et al., 2019; FICETOLA et al., 2015; RONDININI et al., 2011; RONDININI et al., 2014). Assim como nos trabalhos levantados, nossos resultados mudaram a classificação de algumas espécies (IUCN Red list), que passaram a apresentar menor risco à extinção, como nos casos da *Pipile jacutinga* e *Crax fasciolata*. Porém, se considerarmos apenas o critério de distribuição geográfica, elas não se encaixam em nenhuma das classes de ameaça à extinção. Dessa forma, averiguamos que suas classes de ameaça se devem a outros critérios usados na classificação, como à perda abrupta de habitats nos últimos 10 anos e pela redução da abundância nas populações, respectivamente (IUCN 2013; COLWELL; RANGEL, 2009).

No entanto desenvolver uma métrica que inclua o máximo de exigências biológicas possíveis, ainda é o maior desafio dos estudiosos (GIANNINI et al., 2012). Isso porque, concomitantemente devem-se controlar os erros de comissão (inclusão de áreas de não habitat) e omissão (exclusão de áreas potencialmente adequadas como habitat). Em nosso método verificamos que o modelo proposto contribuiu para aumentar a acurácia na estimativa de ocorrência das espécies estudadas, porque tanto o erro de comissão, como de erro de omissão foram controlados (RONDININI et al., 2006; GIANNINI et al., 2012).

Verificamos com Maxent uma redução média de 34,5% da EOO e ao incluirmos o uso e ocupação do solo a perda de área aumentou significativamente para 83,5%. Isso talvez se deva, ao aumento da supressão de habitats, que converte áreas de floresta para atividades antrópicas. As espécies com maiores reduções foram aquelas com distribuições mais amplas, como *C. fasciolata*. Tendo EOO maiores, a chance de ocorrer falsos positivos aumenta, já que a configuração da paisagem não é considerada nas análises (HURLBERT; JETZ, 2007; SEKERCIOGLU; 2007). As espécies com EOO menores como a *C. blumenbachii* e *P. ochrogaster* já têm sua distribuição geográfica limitada a regiões com condições parecidas e favoráveis, porém também tiveram redução de suas áreas. Espécies com áreas restritas tendem a reduzir os falsos habitats, porém ao desconsiderar

fatores da paisagem suas EOO também podem ser superestimadas (RONDININI; BOITANI, 2005; SEKERCIOGLU; 2007).

Das quatro espécies estudadas, apenas duas apresentam áreas ecologicamente efetivas (AEE), mostrando a pouca representatividade dos modelos atuais. Essas áreas são fundamentais para a preservação das espécies, já que podem funcionar como fontes na paisagem. Sem elas o risco de extinção dessas populações é maior, já que os demais fragmentos não possuem área mínima viável para mantê-las a longo prazo (POWERS; JETZ, 2019; SEKERCIOGLU, 2007). Isso faz com que os recursos sejam limitados, impedindo a ocorrência de uma grande abundância de indivíduos (SEKERCIOGLU, 2007; GASCON et al., 1999). Estudos mostram que remanescentes pequenos, perdem até metade de suas espécies em menos de 15 anos (FERRAZ, 2007).

Para analisar a estrutura das AEE na paisagem quanto ao isolamento e suas relações com vizinhos, usamos outras análises estatísticas espaciais (GIANINI et al., 2012). Nossos dados de agregação e hot spots mostram que as elas estão cercadas de habitats não adequados, ou áreas com outros tipos de cobertura vegetal. Os resultados obtidos para *A. jacutinga* e *C. fasciolata*, mostram as áreas ecologicamente efetivas isoladas dos demais habitats, e cercados por habitats sem área mínima viável. A manutenção das populações está diretamente relacionada com sua capacidade de movimentação na paisagem, o que é limitado pelo isolamento e permeabilidade da matriz circundante (STOUFFER; BIERREGAARD, 1995; SEKERCIOGLU et al., 2002; GASCON et al., 1999). As configurações encontradas são desfavoráveis para sua manutenção das espécies, tendendo ao declínio dessas populações, principalmente para a *Pipile jacutinga* que é menos permeável a matriz que a *Crax fasciolata*.

Ao calcularmos os remanescentes florestais inclusos nas Unidades de Conservação (UCs), vemos que sua efetividade é muito baixa. Mesmo incluindo os habitats sem área mínima viável, nenhuma espécie possui mais que 4,3% dessas áreas protegidas por UCs. Sendo que a *C. fasciolata* possui apenas 0,28% de suas AOO inclusas nessas áreas.

Para diminuir o risco de extinção, fragmentos fonte na paisagem, devem ser priorizadas nessas ações. No entanto nossos resultados apontam que as UCs no Brasil estão a quem disse, assim como em outros lugares (EVANS et al. 2011; BERESFORD et al. 2011; BOYD, 2008).

Nesta análise nenhuma área de proteção inclui todas as espécies estudadas, pois não há locais de ocorrência em comum entre as áreas estudadas. Porém, algumas áreas como, “Área de Proteção Ponta da Baleia” em Abrolhos e a “Reserva Biológica de Soretama” no Espírito Santo incluem mais de uma espécie. Nesse caso a *P. jacutinga* e a *C. blumenbachii*, compartilham esses locais, no entanto, eles não possuem área mínima viável para nenhuma das duas. Esses locais podem não ser fontes mas podem exercer a função de conectores na paisagem (FAHRIG., 2017; FLETCHER et al., 2018; HADDAD et al., 2015).

Revisando a literatura, trabalhos mostram que paisagens com pequenos fragmentos bem distribuídos, aumentam a conectividade entre as florestas fontes (FLETCHER et al., 2016; RONDININI; STUART; BOITANI, 2005). Em nosso caso os dois exemplos citados exemplificam isso. Podendo fazer a função de corredores ou trampolins ecológicos, possibilitando o trânsito de indivíduos entre as áreas fontes, o que ampliaria sua distribuição geográfica. Por isso, é fundamental para atingir o objetivo das UCs discriminar áreas com relevância ecológica e estudos como o nosso fornecem dados que podem tornar planos de manejo mais eficientes (SEKERCIOGLU, 2007; ADAMS et al., 2018; EVANS et. al. 2011).

Assim como todas as análises geoespaciais, nosso trabalho também possui limitações, devido à utilização dos mapas da IUCN que superestimam as EOO e AOO, ou pela escassez de dados biológicos, como de densidade e comportamental (RONDININI et al. 2011; SANTINI et. al., 2019). Nossas espécies possuem tamanhos diferentes entre a extensão de ocorrência da IUCN e os calculados pelo Arcgis (tabela 4). Buscando modelos mais refinados, usamos os mapas de cobertura do solo do Mapbioma, no entanto, como não acompanhamos suas alterações temporais, esta é outra limitação do nosso modelo. Apesar de esses mapas terem uma resolução de 30 metros por pixel, o que aumenta sua representatividade. Porém, a modelagem destes demanda equipamentos com capacidade de processamento alto. Com isso, encontramos dificuldades em nosso modelo para calcular as análises estatísticas espaciais, que tiveram que ser fracionadas, o que pode ter apresentado um número maior de AEE que o estimado.

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Concluimos que aumentar as variedades de análises espaciais, incluindo exigências biológicas em diferentes escalas evitam modelos superestimados. Dessa forma, estudos que apresentem métricas que as incluam, ajudam na discriminação de fragmentos com potencial ecológico. Pois além de apontar as remanescentes florestais com capacidade de suporte, também caracterizam suas funções na paisagem e relevância ecológica para as espécies alvo, fazendo-se necessárias pesquisas com esse objetivo.

REFERÊNCIAS

ADAMS, Vanessa M. et al. Implementation strategies for systematic conservation planning. **Ambio**, v. 48, n. 2, p. 139-152, 2019.

AMORIM, Fernanda Alves de. **Densidade populacional e seleção de habitat pelo mutum-do-sudeste, Crax blumenbachii, na Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

BARNOSKY, Anthony D. et al. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived?. **Nature**, v. 471, n. 7336, p. 51-57, 2011.

BENGTSSON, Jan. Interspecific competition increases local extinction rate in a metapopulation system. **Nature**, v. 340, n. 6236, p. 713-715, 1989.

BERESFORD, A. E. et al. Poor overlap between the distribution of protected areas and globally threatened birds in Africa. **Animal Conservation**, v. 14, n. 2, p. 99-107, 2011.

BEVERS, Michael; FLATHER, Curtis H. The distribution and abundance of populations limited at multiple spatial scales. **Journal of Animal Ecology**, v. 68, n. 5, p. 976-987, 1999.

BOYD, Charlotte et al. Spatial scale and the conservation of threatened species. **Conservation Letters**, v. 1, n. 1, p. 37-43, 2008.

BROOKS, Thomas M. et al. Measuring Terrestrial Area of Habitat (AOH) and Its Utility for the IUCN Red List. **Trends in ecology & evolution**, 2019.

BROOKS, Daniel M.; STRAHL, Stuart D. **Curassows, guans and chachalacas: status survey and conservation action plan for cracids 2000-2004**. IUCN, 2000.

BROOKS, Thomas M. et al. Habitat loss and extinction in the hotspots of

biodiversity. **Conservation biology**, v. 16, n. 4, p. 909-923, 2002.

BROOK, Barry W.; TRAILL, Lochran W.; BRADSHAW, Corey JA. Minimum viable population sizes and global extinction risk are unrelated. **Ecology letters**, v. 9, n. 4, p. 375-382, 2006.

BROWN, James H.; KODRIC-BROWN, Astrid. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. **Ecology**, v. 58, n. 2, p. 445-449, 1977.

BUNN, Andrew G.; URBAN, Dean L.; KEITT, Timothy H. Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. **Journal of environmental management**, v. 59, n. 4, p. 265-278, 2000.

COLLINGE, Sharon K. **Ecology of fragmented landscapes**. JHU Press, 2009.

COLWELL, Robert K.; RANGEL, Thiago F. Hutchinson's duality: the once and future niche. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. Supplement 2, p. 19651-19658, 2009.

CORREA AYRAM, Camilo A. et al. Habitat connectivity in biodiversity conservation: A review of recent studies and applications. **Progress in Physical Geography**, v. 40, n. 1, p. 7-37, 2016.

DELONG, Elizabeth R.; DELONG, David M.; CLARKE-PEARSON, Daniel L. Comparing the areas under two or more correlated receiver operating characteristic curves: a nonparametric approach. **Biometrics**, p. 837-845, 1988.

EISENHAUER, Nico; BONN, Aletta; GUERRA, Carlos A. Recognizing the quiet extinction of invertebrates. **Nature communications**, v. 10, n. 1, p. 50, 2019.

EVANS, Megan C. et al. The spatial distribution of threats to species in Australia. **BioScience**, v. 61, n. 4, p. 281-289, 2011.

FAHRIG, Lenore. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.

FAHRIG, Lenore et al. Is habitat fragmentation bad for biodiversity?. **Biological conservation**, v. 230, p. 179-186, 2019.

FAHRIG, Lenore. Habitat fragmentation: A long and tangled tale. **Global ecology and biogeography**, v. 28, n. 1, p. 33-41, 2019.

FERRAZ, Gonçalo et al. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. **science**, v. 315, n. 5809, p. 238-241, 2007.

FICETOLA, Gentile Francesco et al. Habitat availability for amphibians and extinction threat: a global analysis. **Diversity and Distributions**, v. 21, n. 3, p. 302-311, 2015.

FLETCHER, Robert J. et al. Divergent perspectives on landscape connectivity reveal consistent effects from genes to communities. **Current Landscape Ecology Reports**, v. 1, n. 2, p. 67-79, 2016.

FLETCHER JR, Robert J. et al. Is habitat fragmentation good for biodiversity?. **Biological conservation**, v. 226, p. 9-15, 2018.

GALETTI, Mauro et al. Ecology and conservation of the jacutinga *Pipile jacutinga* in the Atlantic forest of Brazil. **Biological Conservation**, v. 82, n. 1, p. 31-39, 1997.

GARDEN, Jenni G.; MCALPINE, Clive A.; POSSINGHAM, Hugh P. Multi-scaled habitat considerations for conserving urban biodiversity: native reptiles and small mammals in Brisbane, Australia. **Landscape Ecology**, v. 25, n. 7, p. 1013-1028, 2010.

GARDNER, Robert H. et al. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. **Landscape ecology**, v. 1, n. 1, p. 19-28, 1987.

GASCON, Claude et al. Matrix habitat and species richness in tropical forest

remnants. **Biological conservation**, v. 91, n. 2-3, p. 223-229, 1999.

GASTON, Kevin J.; FULLER, Richard A. The sizes of species' geographic ranges. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, n. 1, p. 1-9, 2009.

GIANNINI, Tereza Cristina et al. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia**, v. 63, n. 3, p. 733-749, 2012.

GLASS, David Victor; MALTHUS, Thomas Robert. **Introduction to Malthus**. F. Cass, 1959.

GUSTAFSON, Eric J.; GARDNER, Robert H. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. **Ecology**, v. 77, n. 1, p. 94-107, 1996.

HANSKI, Ilkka. Metapopulation dynamics. **Nature**, v. 396, n. 6706, p. 41-49, 1998.

HANSKI, Ilkka; OVASKAINEN, Otso. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. **Nature**, v. 404, n. 6779, p. 755-758, 2000.

HANSKI, Ilkka. A practical model of metapopulation dynamics. **Journal of animal ecology**, p. 151-162, 1994.

HERNÁNDEZ-MANRIQUE, OLGA L. et al. Current protected sites do not allow the representation of endangered invertebrates: the Spanish case. **Insect Conservation and Diversity**, v. 5, n. 6, p. 414-421, 2012.

HOVICK, Torre J. et al. Spatial heterogeneity increases diversity and stability in grassland bird communities. **Ecological Applications**, v. 25, n. 3, p. 662-672, 2015.

HURLBERT, Allen H.; JETZ, Walter. Species richness, hotspots, and the scale dependence of range maps in ecology and conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 33, p. 13384-13389, 2007.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE et al. **IUCN Red List**

categories and criteria. IUCN, 2001.

IUCN (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE). **Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria.** Version 10.1. 2013.

IUCN SPECIES SURVIVAL COMMISSION et al. **Guidelines for application of IUCN Red List criteria at regional levels.** IUCN, 2003.

JEAN DESBIEZ, Arnaud Leonard; BERNARDO, Sao; STEINER, Christine. Density estimates of the Bare-faced Curassow (*Crax fasciolata*) in the Brazilian Pantanal. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 19, n. 3, p. 385-390, 2011.

LAURANCE, W.F.; PERES, C.A. *Emerging Threats to Tropical Forests.* University of Chicago Press, Chicago, 2006.

LAURANCE, W F.; SAYER, Jeffrey; CASSMAN, Kenneth G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in ecology & evolution**, v. 29, n. 2, p. 107-116, 2014.

LAURANCE, William F. et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.

LEITE, Gabriel Augusto et al. Variabilidade e estruturação genética em populações de *Crax globulosa* (Aves: Cracidae), utilizando marcadores mitocondriais e SNPs. **Gabriel Augusto Leite**, p. 51, 2017.

LEVINS, Richard. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. **American Entomologist**, v. 15, n. 3, p. 237-240, 1969.

MAC NALLY, Ralph; BENNETT, Andrew F.; HORROCKS, Gregory. Forecasting the impacts of habitat fragmentation. Evaluation of species-specific predictions of the impact of habitat fragmentation on birds in the box-ironbark forests of central Victoria, Australia. **Biological Conservation**, v. 95, n. 1, p. 7-29, 2000.

METZ, Charles E. Statistical analysis of ROC data in evaluating diagnostic performance. **Multiple regression analysis: Applications in the health sciences**, p. 365-384, 1986.

METZGER, Jean-Paul; DÉCAMPS, Henri. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Oecologica**, v. 18, n. 1, p. 1-12, 1997.

MURCIA, Carolina. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in ecology & evolution**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

OLMOS, Fábio et al. **Guará: ambiente, flora e fauna dos manguezais de Santos-Cubatão**. Empresa das artes, 2003.

OLMOS, F. The Chestnut-bellied guan (*Penelope ochrogaster*) in the northern pantanal of Poconé, Matto Grosso, Brazil. **Bulletin of the IUCN/BirdLife/WPA Cracid Specialist Group**, v. 6, p. 7-10, 1998.

PACCAGNELLA, S. G. et al. Observações sobre *Pipile jacutinga* Spix, 1825 (Aves, Cracidae) no Parque Estadual de Carlos Botelho, São Paulo, Brasil. **Iheringia Zool**, v. 76, n. 1, p. 29-32, 1994.

PACIENCIA, Mateus Luís Barradas; PRADO, Jefferson. Effects of forest fragmentation on pteridophyte diversity in a tropical rain forest in Brazil. **Plant Ecology**, v. 180, n. 1, p. 87-104, 2005.

PEARSON, Richard G. et al. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. **Journal of biogeography**, v. 34, n. 1, p. 102-117, 2007.

PHILLIPS, Steven J.; ANDERSON, Robert P.; SCHAPIRE, Robert E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological modelling**, v. 190, n. 3-4, p. 231-259, 2006.

POWERS, Ryan P.; JETZ, Walter. Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. **Nature Climate Change**, v. 9, n. 4, p. 323, 2019.

PULLIAM, H. Ronald; DANIELSON, Brent J. Sources, sinks, and habitat selection: a landscape perspective on population dynamics. **The American Naturalist**, v. 137, p. S50-S66, 1991.

RESIDE, April E.; BUTT, Nathalie; ADAMS, Vanessa M. Adapting systematic conservation planning for climate change. **Biodiversity and Conservation**, v. 27, n. 1, p. 1-29, 2018.

RONDININI, Carlo et al. Update or outdate: Long- term viability of the IUCN Red List. **Conservation Letters**, v. 7, n. 2, p. 126-130, 2014.

RONDININI, Carlo et al. Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. **Ecology letters**, v. 9, n. 10, p. 1136-1145, 2006.

RONDININI, Carlo et al. Global habitat suitability models of terrestrial mammals. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, v. 366, n. 1578, p. 2633-2641, 2011.

RONDININI, Carlo; STUART, Simon; BOITANI, Luigi. Habitat suitability models and the shortfall in conservation planning for African vertebrates. **Conservation Biology**, v. 19, n. 5, p. 1488-1497, 2005.

SANTINI, Luca et al. Applying habitat and population- density models to land- cover time series to inform IUCN Red List assessments. **Conservation Biology**, 2019.

SANTINI, Luca et al. Global drivers of population density in terrestrial vertebrates. **Global ecology and biogeography**, v. 27, n. 8, p. 968-979, 2018.

SCHTICKZELLE, Nicolas; MENNECHEZ, Gwénaëlle; BAGUETTE, Michel. Dispersal depression with habitat fragmentation in the bog fritillary butterfly. **Ecology**, v. 87, n. 4, p. 1057-1065, 2006.

SEKERCIOGLU, Cagan H. Conservation ecology: area trumps mobility in fragment bird extinctions. **Current Biology**, v. 17, n. 8, p. R283-R286, 2007.

ŞEKERCIOĞLU, Çağan H. et al. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 99, n. 1, p. 263-267, 2002.

SIGRIST, Tomas. **Guia de campo avis brasilis avifauna brasileira: Descrição das espécies**. Avis Brasilis Editora, 2009.

SOARES, Thannya Nascimento et al. Distribuição espacial da variabilidade genética intrapopulacional de *Dipteryx alata*. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 9, p. 1151-1158, 2008.

STOUFFER, Philip C.; BIERREGAARD JR, Richard O. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. **Ecology**, v. 76, n. 8, p. 2429-2445, 1995.

TEIXEIRA, Aloysio de Pádua; ASSIS, Marco Antonio. Relação entre heterogeneidade ambiental e distribuição de espécies em uma floresta paludosa no Município de Cristais Paulista, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, p. 843-853, 2009.

TERRADO, Marta et al. Model development for the assessment of terrestrial and aquatic habitat quality in conservation planning. **Science of the total environment**, v. 540, p. 63-70, 2016.

THESSLER, Sirpa et al. Mapping gradual landscape-scale floristic changes in Amazonian primary rain forests by combining ordination and remote sensing. **Global Ecology and Biogeography**, v. 14, n. 4, p. 315-325, 2005.

THOMAS, Chris D. et al. Extinction risk from climate change. **Nature**, v. 427, n. 6970, p. 145, 2004.

WILCOVE, David S.; MCLELLAN, Charles H.; DOBSON, Andrew P. Habitat fragmentation in the temperate zone. **Conservation biology**, v. 6, p. 237-256, 1986.

WILSON, Edward O.; MACARTHUR, Robert H. The theory of island biogeography. **Princeton, NJ**, 1967.

ZAR, Jerrold H. Biostatistical analysis. **Biostatistical Analysis (4th Edition)**, v. 55, p. 75309, 1996.