

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS

FATORES QUE INFLUENCIAM A OCUPAÇÃO DA JAGUATIRICA
(*Leopardus pardalis*) NA MATA ATLÂNTICA DE TABULEIRO

GIOVANNA COLNAGO CECANECCHIA

VILA VELHA
FEVEREIRO / 2020

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS

FATORES QUE INFLUENCIAM A OCUPAÇÃO DA JAGUATIRICA
(*Leopardus pardalis*) NA MATA ATLÂNTICA DE TABULEIRO

Dissertação apresentada à
Universidade Vila Velha, como pré-
requisito do Programa de Pós-
graduação em Ecologia de
Ecosistemas, para a obtenção do título
de Mestra em Ecologia.

GIOVANNA COLNAGO CECANECCHIA

VILA VELHA
FEVEREIRO / 2020

Catálogo na publicação elaborada pela Biblioteca Central / UVV-ES

C387f Cecanecchia, Giovanna Colnago
Fatores que influenciam a ocupação da jaguaririca
(Leopardus pardalis) na Mata Atlântica de Tabuleiro / Giovanna
Colnago Cecanecchia. – 2020.
51 f.; il.

Orientador: Ana Carolina Srbek-Araujo.
Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecossistemas),
Universidade Vila Velha, 2020.
Inclui bibliografias.

1. Ecologia. 2. Fotografia de animais. 3. Ecologia das
paisagens. 4. Solo – Uso. I. Srbek-Araujo, Ana Carolina. II.
Universidade Vila Velha. III. Título.

CDD 577.011

GIOVANNA COLNAGO CECANECCHIA

**FATORES QUE INFLUENCIAM A OCUPAÇÃO DA JAGUATIRICA
(*Leopardus pardalis*) NA MATA ATLÂNTICA DE TABULEIRO**

Dissertação apresentada à
Universidade Vila Velha, como pré-
requisito do Programa de Pós-
graduação em Ecologia de
Ecossistemas, para a obtenção do título
de Mestra em Ecologia.

Aprovada em 20 de fevereiro de 2020.

Banca Examinadora:

Danielle de O. Moreira

Dra. Danielle de Oliveira Moreira – INMA

M. S. Moretti

Dr. Marcelo da Silva Moretti – UVV

A. Araujo

Dra. Ana Carolina Srbek de Araujo – UVV

Orientadora

AGRADECIMENTOS

Agradeço à FAPES (Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo), pela disponibilidade da bolsa de mestrado que permitiu minha entrada no curso.

À Professora Ana Carolina Srbek de Araujo, não tenho palavras para agradecer tudo que me ensinou, o quanto cresci ao seu lado durante todos esses anos no LECBio. Sempre dedicada e paciente comigo, principalmente nas horas em que o desespero gritava. Foram muitos conhecimentos compartilhados desde 2015, além de se tornar uma amiga, que se preocupa com outras situações que ocorriam comigo fora do nosso ambiente de trabalho. É uma grande profissional e uma pessoa com coração enorme. Não foi à toa que bati o pé que entraria no mestrado com a condição de permanecer como minha orientadora. Obrigada por tudo!

À Vale / Reserva Natural Vale, por permitir que o projeto fosse realizado na reserva e por autorizar a nossa entrada, apoiando o projeto financeira e logisticamente.

Ao Projeto Felinos, pela disponibilização dos dados para que o presente trabalho fosse desenvolvido.

Aos membros da banca, por aceitarem o convite e por dedicarem seu tempo à avaliação do trabalho.

À minha mãe, Tânia, que sempre esteve comigo, apoiando minhas escolhas. Ela que esteve ao meu lado em todos os momentos durante minha caminhada na graduação e no mestrado, nunca faltando a uma apresentação, além de me aguentar nos dias estressantes, cuidar de mim e me dar forças para continuar. Mãe, você é incrível. Eu te amo demais!

Aos amigos do LECBio, pela companhia, pelas conversas, pelos conhecimentos que compartilhamos no dia a dia do laboratório e por me ajudarem neste trabalho, cada um do seu jeito.

SUMÁRIO

RESUMO.....	1
ABSTRACT	2
Introdução	3
Materiais e Métodos	7
Área de estudo	7
Coleta de dados	10
Preparação da matriz de captura	10
Seleção das covariáveis.....	12
Análise de dados.....	13
Resultados	15
Modelos de ocupação sem presas.....	15
Modelos de ocupação com presas.....	28
Discussão.....	37
Conclusão	46
Literatura Citada.....	47

RESUMO

CECANECCHIA, Giovanna Colnago, M.Sc., Universidade Vila Velha – ES, fevereiro de 2020. **Fatores que influenciam a ocupação da jaguatirica (*Leopardus pardalis*) na Mata Atlântica de Tabuleiro.** Orientadora: Dra. Ana Carolina Srbek-Araujo.

O presente estudo objetivou determinar a influência de elementos da paisagem e ocorrência de presas na ocupação de *Leopardus pardalis* na Mata Atlântica de Tabuleiro, em região cuja matriz está composta por diferentes tipos de uso do solo, visando contribuir para a compreensão de como os elementos investigados podem afetar a ecologia da espécie. O estudo foi realizado em uma área protegida no norte do estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil. Foram utilizados registros obtidos por armadilhas fotográficas em 2005 e em 20012-2013. Foram aplicados modelos de ocupação de espécie única (*single-species*) e múltipla temporada (*multi-season*). Foram investigadas covariáveis relacionadas a características da paisagem (borda florestal, corpos d'água e principais tipos de uso do solo) e frequência de registro de potenciais presas que pudessem influenciar a probabilidade de ocupação, colonização e extinção da jaguatirica, além de avaliada se a detecção da espécie é influenciada pela estação do ano (chuvosa e seca), precipitação mensal, temperaturas máximas e mínimas, tipo de equipamento utilizado e subárea amostrada. As análises foram realizadas considerando uma abordagem sem a inclusão das presas e outra com as presas. As covariáveis áreas urbanas e corpos d'água influenciaram positivamente a ocupação, enquanto borda da floresta, agricultura, pastagem e silvicultura influenciaram negativamente. Entre as presas, paca e quati influenciaram positivamente a ocupação. A probabilidade de ocupação foi maior na segunda temporada nas duas abordagens (1,9 e 1,6 vezes). A colonização foi positivamente influenciada por agricultura e frequência de tatu. A probabilidade de extinção não sofreu influência de nenhuma das covariáveis analisadas. A probabilidade de detecção foi influenciada apenas por estação do ano e tipo de equipamento, tendo apresentado pequena variação entre as temporadas (71,4% na primeira e 78,5% na segunda). O resultado registrado para corpos d'água foi semelhante ao observado em outras localidades. Já áreas urbanas e os diferentes tipos de uso do solo apresentaram efeitos variados, de acordo com diferenças na estrutura da paisagem e contextos ecológicos locais. O grande número de covariáveis de paisagem e de modelos selecionados (abordagem sem presas) indica que as covariáveis testadas possuem pouco efeito sobre a ocupação da espécie. Por outro lado, a frequência de presas apresentou maior influência do que as covariáveis de paisagem, tanto para ocupação quanto para colonização, reduzindo o número de covariáveis e de modelos selecionados. Embora *L. pardalis* possa utilizar a matriz alterada, a conservação de grandes remanescentes florestais, como na região estudada, reduz o uso de áreas com maior interferência antrópica, onde a espécie pode se tornar mais vulnerável a conflitos com humanos.

Palavras-chave: armadilha fotográfica, ecologia da paisagem, Felidae, interações ecológicas, mesocarnívoro, Modelos de Ocupação.

ABSTRACT

CECANECCHIA, Giovanna Colnago, M.Sc., Vila Velha University – ES, February 2020. **Factors influencing ocelot (*Leopardus pardalis*) occupancy in the Lowland Atlantic Forest.** Advisor: Dra. Ana Carolina Srbek-Araujo.

The present study aimed to determine the influence of landscape elements and prey occurrence in the occupation of *Leopardus pardalis* in the Lowland Atlantic Forest, in a region which matrix composed by different types of land use, to contribute to the understanding of how the elements investigated may affect the ecology of the species. The study was conducted in a protected area in the north of the state of Espírito Santo, southeastern Brazil. We used records obtained by camera traps in 2005 and in 2012-2013. Models of occupation for one single species (single-species) and multiple seasons (multi-season) were applied. Covariables related to landscape characteristics (forest edge, water bodies and main types of land use) and frequency of registration of potential prey species that could influence the probability of occupation, colonization and extinction of the ocelot were investigated. In addition, we assessed whether the species detection is influenced by the season (rainy and dry), monthly precipitation, maximum and minimum temperatures, type of equipment used and sampled subarea. The analyzes were performed considering one approach without prey and another with prey frequencies. The covariables urban areas and water bodies influenced the occupation positively, while the edge of the forest, agriculture, pasture and forestry influenced negatively. Among prey, spotted paca and South American coati influenced occupation positively. The probability of occupancy was higher in the second season for the both approaches (1.9 and 1.6 times). Colonization was positively influenced by agriculture and the frequency of armadillos. The probability of extinction was not influenced by any of the analyzed covariables. The probability of detection was influenced only by season and type of equipment, with small variation between sampling seasons (71.4% in the first and 78.5% in the second seasons). The result recorded for water bodies was similar to that observed in other locations. Urban areas and the different types of land use showed varied effects compared to other locations according to differences in the landscape structure and local ecological contexts. The large number of landscape covariates and selected models (approach without prey) indicates that the tested covariates have little effect on the species' occupation. On the other hand, the frequency of prey had a greater influence than the landscape covariates, both for occupation and colonization, reducing the number of selected covariates and models. Although *L. pardalis* can use the altered matrix, the conservation of large forest remnants, as in the studied region, reduces the use of areas with greater anthropic interference, where the species may become more vulnerable to conflicts with humans.

Keywords: camera trap, ecological interactions, Felidae, landscape ecology, mesocarnivore, Occupancy Models.

Dissertação apresentada em formato de artigo científico conforme normas da revista

Journal of Mammalogy

Fatores que influenciam a ocupação da Jaguatirica (*Leopardus pardalis*) na Mata Atlântica de Tabuleiro

Giovanna Colnago Cecanecchia* e Ana Carolina Srbek-Araujo

Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas, Universidade Vila Velha, Rua
Comissário José Dantas de Melo, nº 21, Boa Vista, Vila Velha, Espírito Santo - CEP
29102-920, Brasil (GCC, ACS-A)

Laboratório de Ecologia e Conservação de Biodiversidade (LECBio), Universidade Vila
Velha, Brasil (GCC, ACS-A)

Programa de Pós-graduação em Ciência Animal, Universidade Vila Velha, Brasil (ACS-
A)

Instituto SerraDiCal de Pesquisa e Conservação, Belo Horizonte, Minas Gerais - CEP
30493-180, Brasil (ACS-A)

*Autor correspondente: colnagogc@hotmail.com

INTRODUÇÃO

Ações antrópicas podem tanto fragmentar áreas naturais quanto reduzir sua extensão a partir da utilização do solo para outros fins, como criação de gado (pastagens), plantações e áreas urbanas (Haines et al. 2006). A substituição de florestas nativas por áreas antrópicas é impulsionada principalmente pelo desenvolvimento econômico e necessidade de atender às demandas humanas por recursos (Robinson 1996). A redução

da área de habitat é considerada uma das maiores ameaças à biodiversidade e uma das principais causas de extinção local de espécies (Tilman et al. 1994; Fahrig 2003; Ewers e Didham 2006). Isso se deve ao fato de pequenos remanescentes se tornarem insuficientes para sustentar populações locais numerosas (Fahrig 2003) e da matriz não florestal ou alterada existente entre as áreas de habitat afetar a capacidade dos indivíduos se deslocarem de um fragmento ao outro (Ewers e Didham 2006). A falta de movimentação dos indivíduos entre os habitats leva ao isolamento de populações (Chiarello 1999), ressaltando que a suscetibilidade ao isolamento varia de acordo com as características de cada espécie (Ewers e Didham 2006), reduzindo a troca de material genético entre os grupos de organismos (Crooks et al. 2011). Como consequência, a probabilidade de persistência de populações confinadas em áreas pequenas e isoladas de habitat torna-se reduzida (Fahrig 2003; Ewers e Didham 2006). Nesse contexto, a perda de habitat e a fragmentação podem alterar a abundância, a distribuição e a riqueza de espécies em uma comunidade (Fahrig 2003; Ewers e Didham 2006).

O aumento dos impactos antrópicos sobre os ambientes naturais acelera ainda mais o declínio populacional de espécies de grande porte, em comparação com espécies menores (Cardillo et al. 2005). Entre as 20 espécies de grandes mamíferos (massa corpórea > 20 kg) que sofreram as maiores reduções de distribuição como consequência de impactos humanos, estão listadas nove espécies da ordem carnívora, sendo seis felinos (Morrison et al. 2007). No entanto, os impactos antrópicos também afetam os felinos de menor porte, como por exemplo a jaguatirica, *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758), para a qual a redução do habitat natural é considerada a principal ameaça às populações remanescentes no Brasil (Oliveira et al. 2013). Essa espécie possui ampla distribuição geográfica (Murray e Gardner 1997) e está naturalmente exposta a diferentes condições ambientais, estando presente em diferentes contextos ecológicos, o que a torna um bom modelo para

avaliação dos efeitos de fatores ambientais e impactos antrópicos sobre os parâmetros populacionais. A partir do estudo de organismos modelo, é possível obter, por exemplo, informações sobre a variação de padrões de atividade, uso do habitat e densidade populacional das espécies em diferentes regiões e cenários ecológicos (Di Bitetti et al. 2006; Monterrubio-Rico et al. 2017).

A jaguatirica é um felino de pequeno-médio porte, com massa corporal variando de 11 a 16 kg (Murray e Gadner 1997). Ocorre do sul dos Estados Unidos ao norte da Argentina (Murray e Gadner 1997) e está comumente presente na maioria dos habitats tropicais e subtropicais da região Neotropical (Paviolo et al. 2015). No Brasil, a espécie ocorre em todo território nacional, com exceção da região dos Pampas, no Rio Grande do Sul (Oliveira et al. 2013). Está classificada nacionalmente como “Menos Preocupante” quanto ao risco de extinção (ICMBio 2018) e, no estado do Espírito Santo, a espécie é classificada como “Quase ameaçada” (Costa et al. 2019). A dieta de *L. pardalis* abrange todas as classes de vertebrados: peixes, anfíbios, répteis, aves e mamíferos de pequeno e médio porte (Bianchi et al 2014; Giordano et al. 2018), incluindo outras espécies da ordem carnívora, como o mão-pelada - *Procyon cancrivorus* (Cuvier, 1798), a irara - *Eira barbara* (Linnaeus, 1758), o jupará - *Potos flavus* (Schreber, 1774) e o quati - *Nasua narica* (Linnaeus, 1766) e *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766; Moreno et al. 2006, Bianchi et al. 2007, 2010, 2014, Rocha-Mendes et al. 2010). Estes registros mostram que *L. pardalis* possui dieta diversificada e pode ser um potencial predador de outras espécies de carnívoros, que, assim como ele, são considerados mesopredadores ou mesocarnívoros. Espécies mesopredadoras são fundamentais para a dinâmica e estrutura dos ecossistemas, desempenhando funções ecológicas únicas, como o controle das populações de presas que não são consumidas pelos predadores de maior porte (Roemer et al. 2009). Desta forma, caso a população de mesopredadores sofra danos devido à redução do habitat e

venha a se extinguir localmente, poderá causar um desequilíbrio significativo entre as populações de presas por eles consumidas, afetando a estrutura de toda comunidade.

Apesar de sua ampla distribuição na Mata Atlântica, a ecologia populacional de *L. pardalis* ainda é pouco estudada, assim como também são escassos os estudos abordando os impactos da perda e da fragmentação de habitat para a espécie (Massara et al. 2015). Estimativas de ocupação são uma alternativa metodológica que podem ser usadas como métricas que refletem o estado de uma população em determinado local (MacKenzie et al. 2003), permitindo identificar fatores que podem promover o aumento ou a redução populacional (Haines et al. 2006), além de auxiliar no desenvolvimento de programas de monitoramento a longo prazo (MacKenzie et al. 2003). Os estudos de ocupação desenvolvidos com *L. pardalis* na Mata Atlântica incluem a avaliação de características da paisagem (e.g. Di Bitetti et al. 2008; Cruz et al. 2018; Massara et al. 2018a; Massara et al. 2018b; Wolff et al. 2019) e o efeito de interações ecológicas com outros táxons (e.g. Massara et al. 2016; Massara et al. 2018a; Cruz et al. 2018; Wolff et al. 2019) na probabilidade de ocupação e na probabilidade de detecção da espécie. Ressalta-se que a maioria dos estudos se distribui na porção interiorana do bioma, no norte da Argentina (Di Bitetti et al. 2008; Cruz et al. 2018) e no sudeste do Brasil (e.g. Massara et al. 2018a), havendo apenas um estudo desenvolvido na região costeira (Wolff et al 2019).

O presente estudo teve como objetivo determinar a influência de elementos da paisagem e ocorrência de presas na ocupação de *L. pardalis* na Mata Atlântica de Tabuleiro, em região cuja matriz está composta por diferentes tipos de uso do solo, visando contribuir para a compreensão de como os elementos investigados podem afetar a ecologia da espécie.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo.—O estudo foi realizado na Reserva Natural Vale (RNV), área protegida privada com 22.771 ha, inserida entre os municípios de Linhares e Jaguaré, na porção norte do estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil (Fig. 1). A RNV é adjacente à Reserva Biológica de Sooretama (RBS – 27.859 ha) e às Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) Recanto das Antas (2.202 ha) e Mutum-Preto (379 ha), entre outros remanescentes de vegetação nativa de pequenas dimensões, formando o Bloco Florestal Linhares-Sooretama (BLS). Este representa um dos maiores remanescentes florestais de Mata Atlântica do Brasil, com aproximadamente 53 mil ha, o que corresponde a cerca de 11% da área florestal remanescente no estado do Espírito Santo (baseado em dados disponíveis em FSOSMA e INPE 2019).

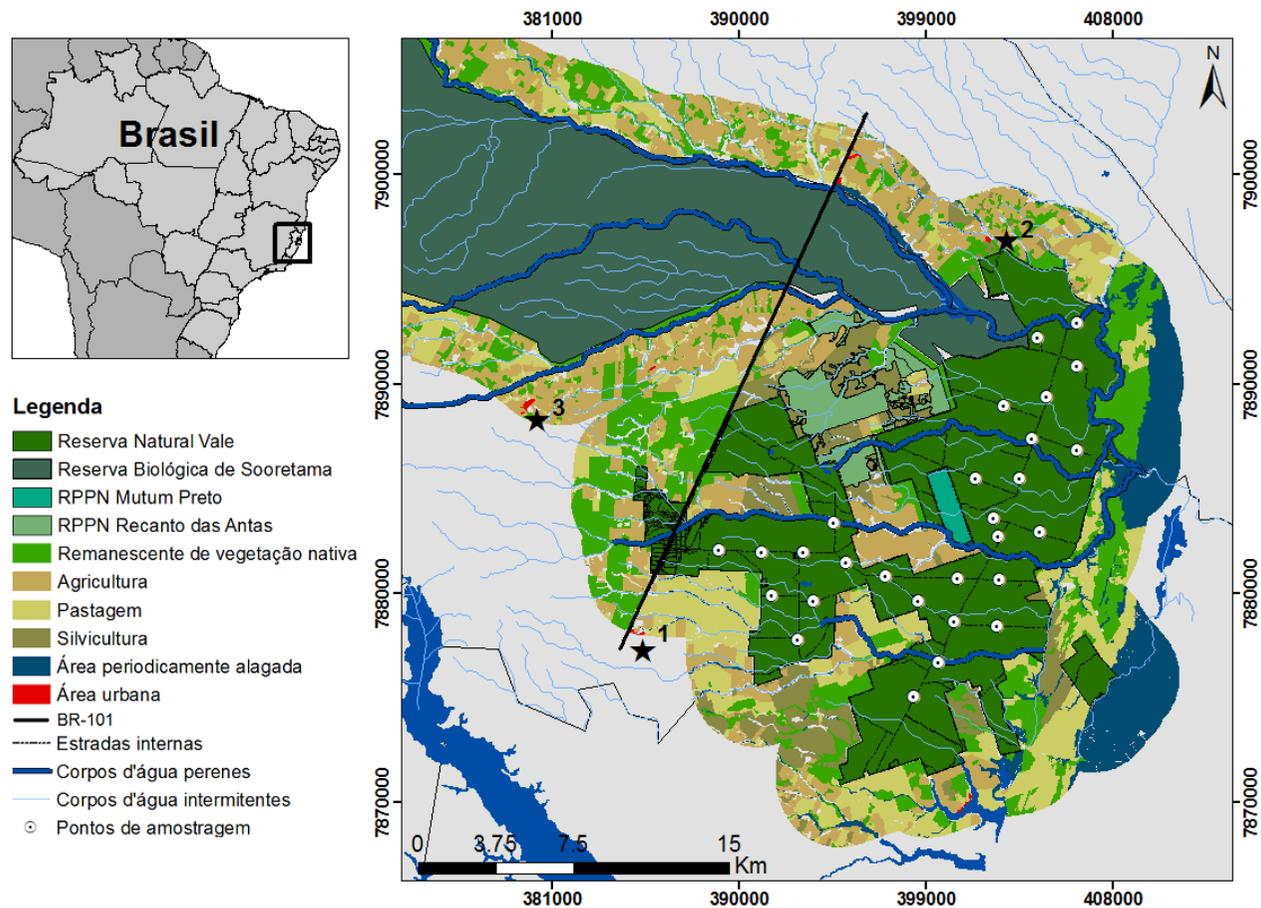


Fig. 1. Localização da Reserva Natural Vale na porção norte do estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil, com detalhe para a região de estudo incluindo a caracterização do entorno e a indicação dos pontos de amostragem. Áreas urbanas: 1 – Sooretama (sede do município), 2 – São João do Estivado, 3 – Juncado.

A maior parte da vegetação da RNV é composta por Floresta de Tabuleiro, classificada como Floresta Estacional Perenifólia, havendo também florestas de mussununga, campos nativos e formações de áreas alagadas ou alagáveis (Jesus e Rolim 2005). O relevo na região é relativamente plano e possui elevações que variam de 28 a 65 m acima do nível do mar (Jesus e Rolim, 2005). Os corpos d'água presentes na RNV fazem parte da bacia do rio Barra Seca e seus principais córregos tributários (corpos d'água perenes) são João Pedro, Esperança, Pau Atravessado, Dourado, Alberico e Travaglia, que atravessam ou passam pela borda da RNV (Kierulff et al. 2014). O clima na região é do tipo tropical com inverno seco (Aw) segundo a classificação de Köppen (Alvares et al. 2013). Possui temperaturas anuais médias de 24,3°C, com média das temperaturas mínimas de 18,7°C e das máximas de 29,9°C (Kierulff et al. 2014). A precipitação varia muito entre os anos, tendo média anual de 1.214 mm, com média de 338 mm no período mais seco (estação seca, de abril a setembro) e de 875 mm no período mais chuvoso (estação chuvosa, de outubro a março; Kierulff et al. 2014). A RNV possui uma rede de estradas internas não pavimentadas, com mais de 126 km de extensão, permitindo acesso às diferentes partes da reserva (Jesus e Rolim 2005).

A RNV está inserida em uma matriz heterogênea, onde, além de remanescentes florestais, são observadas áreas com diferentes usos do solo, como propriedades privadas destinadas à criação de gado (pastagem), agricultura (principalmente plantações de café, mamão e maracujá) e silvicultura (eucalipto), além de áreas urbanizadas (Jesus e Rolim 2005; Kierulff et al. 2014). Ao norte da RNV está localizado o distrito de São João do Estivado, a Reserva Biológica de Sooretama (RBS) e a várzea do rio Barra Seca; à leste áreas de restinga e campos nativos; e os limites sul e oeste bordeiam áreas de pastagem e terras cultivadas, além da cidade de Sooretama e do distrito de Juncado (Kierulff et al.

2014; Fig. 1). O BLS é interceptado pela Rodovia BR-101 no sentido sudoeste/nordeste, estando a RNV situada em sua porção leste (Fig. 1).

Coleta de dados.—Foram utilizados registros obtidos por armadilhamento fotográfico ao longo de dois períodos de amostragem: 21 de junho a 21 de dezembro de 2005; e 10 de julho de 2012 a 17 de janeiro de 2013. Para coleta de dados, a RNV foi dividida em três subáreas (norte, sul e oeste) e as amostragens em cada subárea foram realizadas ao longo de dois meses consecutivos por período amostral (totalizando seis meses de amostragem em cada período). Foram definidos 28 pontos de amostragem, sendo 10 pontos na subárea norte, 10 na subárea sul e oito na subárea oeste (Fig. 1). A distância média entre pontos de amostragem adjacentes foi de 2 km em cada subárea. Os registros foram obtidos a partir de armadilhas fotográficas analógicas Cam Trakker (CamTrak South Inc., EUA), instaladas em pares no primeiro período, e armadilhas fotográficas digitais Bushnell Trophy Cam (Bushnell Inc., EUA), instaladas individualmente no segundo período. As armadilhas foram instaladas em troncos de árvore à margem de estradas não pavimentadas internas à reserva. As amostragens foram realizadas nestes locais considerando que as jaguatiricas, assim como outros felinos, utilizam estradas ou trilhas antrópicas como rotas de deslocamento, sendo facilmente registradas nesses ambientes (e.g. Di Bitetti et al. 2006; Srbek-Araujo e Chiarello 2013). As armadilhas permaneceram ativadas 24 horas por dia e foram verificadas a cada 30 dias para manutenção geral e recolhimento dos registros. Não foram utilizadas iscas para atração dos espécimes.

Preparação da matriz de captura.—Para preparação da matriz de captura, foram consideradas duas temporadas (*seasons*) e os dados foram organizados objetivando

atender às premissas dos modelos de ocupação quanto ao fechamento da população, ou seja, o estado de ocupação não deve mudar ao longo de uma mesma temporada (MacKenzie et al. 2006). Neste sentido, uma população é considerada fechada quando não há eventos de extinção ou colonização (MacKenzie et al. 2002) e os pontos de amostragem estão sempre ocupados ou desocupados durante o período selecionado (MacKenzie et al. 2006). Inicialmente, foram geradas matrizes com ocasiões de captura compostas por intervalos de três e cinco dias e temporadas com 120 a 180 dias de duração cada, conforme intervalos empregados em estudos anteriormente realizados com jaguatiricas e outros mesopredadores (e.g. Lesmeister et al. 2014; Massara et al. 2016, 2018a, 2018b). Entretanto, em função do pequeno número de registros obtidos durante o primeiro período de amostragem, foi preparada também uma matriz com ocasiões de captura com 30 dias de duração, totalizando seis ocasiões por temporada (180 dias). Estes valores são compatíveis com a premissa de população fechada, considerando que a gestação de *L. pardalis* dura cerca de 72–82 dias (Murray e Gardner 1997) e que o intervalo para outra possível gestação é de aproximadamente um ano, quando os filhotes da gestão anterior já se tornaram independentes (Laack et al. 2005). As matrizes foram testadas e aquela com 30 dias de amostragem por ocasião resultou em modelos com fator de correção (\hat{c}) mais adequado (ou seja, com valores próximos a 1) no teste de qualidade de ajuste de modelo (*goodness of fit*) por 100 amostras de autoinicialização (*parametric bootstrap*; MacKenzie e Bailey 2004; MacKenzie et al. 2006), tendo sido então selecionada para utilização no presente estudo. Arranjo semelhante foi empregado em estudo com gato-do-mato-pequeno, *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775), o qual considerou matrizes com 38 dias por ocasião e cinco meses de duração da temporada (Marinho et al. 2017); e em estudo comparando três espécies do gênero *Leopardus*, tendo

sido consideradas temporadas com seis meses de duração, sendo dois meses consecutivos de amostragem por ponto (Nagy-Reis et al. 2017).

Seleção das covariáveis.—Foram selecionadas seis covariáveis de paisagem, considerando a menor distância linear de cada ponto de amostragem em relação: à borda da floresta (Borda), ao corpo d'água perene mais próximo (Água - rios e córregos perenes de qualquer grandeza), às áreas urbanizadas (Urba - sede de Sooretama e distritos de Juncado e São João do Estivado) e aos principais tipos de uso do solo observados no entorno da RNV (Agri - agricultura; Past - pastagem e Silv - silvicultura; Fig. 1). O cálculo desses valores foi realizado com auxílio do programa ArcGIS (versão 10.2.2; ESRI 2014), tendo como base o mapeamento dos corpos d'água disponibilizado pelo IEMA (Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos) e o mapeamento do uso do solo realizado pela equipe da Vale. O mapeamento do uso do solo, considerou um raio de 3km a partir do perímetro da RNV e parte da RBS, tendo a rodovia BR-101 como limite oeste, totalizando uma área avaliada de 35.399,4 ha (Kierulff et al. 2014). Além dessas, foram analisadas covariáveis que poderiam influenciar a detecção de *L. pardalis* na RNV, considerando o tipo de equipamento utilizado em cada temporada (Equip), a subárea amostrada em cada ocasião (Area), a média das temperaturas máximas e mínimas em cada ocasião (Tmax e Tmin, respectivamente), a precipitação acumulada ao longo de cada ocasião (Precip) e a estação do ano (seca ou chuvosa) em cada ocasião de acordo com o regime sazonal local (Estac). Os dados meteorológicos (temperatura e precipitação) foram fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) considerando os dados disponíveis para a estação São Mateus. A fim de investigar se a ocupação de *L. pardalis* pode ser influenciada pela presença de potenciais presas, a frequência relativa de registro destes táxons (número de presenças dividido pelo número total de

ocasiões/subárea, para cada ponto de amostragem) foi incluída como uma covariável independente na modelagem. As cinco espécies consideradas como potenciais presas foram: paca - *Cuniculus paca* (Linnaeus, 1766), cutia - *Dasyprocta leporina* (Linnaeus, 1758), tatu - *Dasypus* spp., veado - *Mazama* spp. e quati - *Nasua nasua*, conforme dados disponíveis em estudos de dieta de *L. pardalis* (e.g. Moreno et al. 2006; Bianchi et al. 2007; Bianchi et al. 2010; Rocha-Mendes et al. 2010; Bianchi et al. 2014). As espécies de presas foram modeladas individualmente. Todos os dados numéricos foram normalizados utilizando recurso do Programa PRESENCE.

Análise de dados.—A partir das matrizes de captura, foram geradas matrizes de detecção com dados de presença (1) e ausência (0) de *L. pardalis*, onde a presença (detecção) é quando a espécie é registrada e a ausência (não detecção) é a falta de registro da espécie em determinado ponto de amostragem em uma dada ocasião de captura (MacKenzie et al. 2002). Com base na proporção de pontos de amostragem com detecção, foi estimada a ocupação simples (*naive occupancy*; MacKenzie et al. 2002) e, a partir da matriz de detecção, foram gerados modelos de espécie única (*single-species*), permitindo que a espécie possa ser avaliada independentemente, e múltiplas temporadas (*multi-season*), que compara mais de um período amostral (MacKenzie et al. 2003). O modelo de parametrização utilizado avalia a ocupação inicial ($\Psi = \psi$), que corresponde aos locais com registro da espécie; a colonização local ($\gamma = \gamma$), que corresponde aos locais previamente desocupados e que passaram a ser ocupados na temporada seguinte; a extinção local ($\epsilon = \epsilon$), que corresponde aos locais previamente ocupados e que se tornam desocupados na temporada seguinte; e a detecção (p), que é a probabilidade de registro/captura da espécie analisada (MacKenzie et al. 2006). Os modelos foram gerados no Programa PRESENCE (versão 2.12.28; Hines 2006).

Primeiramente, foram gerados modelos nulos, os quais consideram que não há influência de nenhuma covariável sobre os parâmetros analisados, apresentando efeito constante (MacKenzie et al. 2006). Posteriormente, foram gerados modelos simples, nos quais foi selecionado um parâmetro por vez (ocupação, colonização, extinção ou detecção) e cada covariável foi avaliada individualmente para identificar quais elementos são mais relevantes para cada um dos parâmetros. Em seguida, foram gerados modelos combinando as covariáveis relevantes para cada parâmetro até que todas as combinações fossem testadas. As análises foram realizadas considerando duas abordagens. Na primeira, apenas as covariáveis de paisagem e de detecção foram incluídas nos modelos. Na segunda abordagem, além destas covariáveis, foram incluídas também as presas potenciais. Para selecionar os melhores modelos, foi utilizado o Critério de Informação de Akaike (*Akaike Information Criterion* – AIC) que indica os modelos mais parcimoniosos e explicativos (Burnham e Anderson 2004). Como limite de inclusão, foi utilizado valor de $\Delta AIC \leq 2$, o qual indica modelos com maior suporte estatístico (Burnham e Anderson 2004).

Os resultados obtidos foram representados graficamente considerando o primeiro modelo selecionado para cada covariável de interesse. Foram utilizados nos gráficos os valores estimados para cada parâmetro, com o respectivo erro padrão, e a distância (em km) das covariáveis de paisagem ao ponto de amostragem ou a frequência de presas correspondente. Os gráficos foram gerados no ambiente R (R Development Core Team, 2019) utilizando o pacote “ggplot2” (Wilkinson 2005).

Os valores de Beta foram apresentados considerando a relação matemática entre os parâmetros e as covariáveis (relação inversa ou direta). Na interpretação dos resultados, foi considerada a influência ecológica (negativa ou positiva) das covariáveis em relação aos parâmetros populacionais avaliados.

RESULTADOS

A ocupação simples de *L. pardalis* na RNV foi diferente entre temporadas, sendo 2,3 vezes maior na segunda temporada (primeira = 0,326; segunda = 0,744). Dos 10 pontos de amostragem localizados na subárea norte, em oito foram obtidos registros de *L. pardalis* (temporada 1 = quatro pontos; temporada 2 = oito pontos), enquanto na subárea sul os registros da espécie ocorreram em todos os 10 pontos (temporada 1 = sete pontos; temporada 2 = 10 pontos) e na subárea oeste em cinco dos oito pontos amostrados (temporada 1 = um ponto; temporada 2 = cinco pontos). Na primeira temporada, foram obtidas seis ocasiões de captura com registro de *L. pardalis* na subárea norte, dez na subárea sul e uma na subárea oeste. Na segunda temporada, foram contabilizadas 13 ocasiões de captura de *L. pardalis* na subárea norte, 14 na subárea sul e oito na subárea oeste.

Modelos de ocupação sem presas.—A ocupação de *L. pardalis* (modelos simples) respondeu às seis covariáveis de paisagem - áreas urbanas, borda da floresta, corpos d'água, agricultura, pastagem e silvicultura. A colonização respondeu apenas à agricultura. A extinção não respondeu a nenhuma das covariáveis analisadas. As covariáveis equipamento e estação do ano foram selecionadas para modelagem da detecção de *L. pardalis*.

Considerando a combinação das covariáveis selecionadas (modelos combinados), 21 modelos foram classificados como mais explicativos para o padrão de ocupação de *L. pardalis* (Tabela 1). A probabilidade de ocupação apresentou relação com áreas urbanas (modelos 1, 3, 9, 12-15, 19 e 20), corpos d'água (modelos 2, 9 e 11), borda da floresta (modelos 4, 10, 13, 16 e 17), agricultura (modelos 5, 14 e 18), pastagem (modelos 6, 12

e 21) e silvicultura (modelos 7 e 19), tendo sido influenciada simultaneamente por duas covariáveis em cinco dos modelos selecionados (Tabela 1). A probabilidade de colonização manteve associação com a covariável agricultura (modelos 10, 15 e 17; Tabela 1). A probabilidade de detecção apresentou relação com estação do ano (modelos 1, 2, 4-9, 12-14, 17, 19 e 20) e equipamento (modelos 3, 10, 11, 15, 16, 18, 20 e 21), havendo influência simultânea das duas covariáveis em apenas um dos modelos selecionados (Tabela 1). Todos os modelos selecionados apresentaram valores de \hat{c} próximos a 1 (variação: 0,974 a 1,280; Tabela 1), não evidenciando a ocorrência de sobredispersão.

Tabela 1. Ranking dos modelos de ocupação (sem presas) selecionados para *Leopardus pardalis* na Mata Atlântica de Tabuleiro, sudeste do Brasil. Parâmetros: ψ = probabilidade de ocupação; γ = probabilidade de colonização; ε = probabilidade de extinção; p = probabilidade de detecção. Covariáveis de paisagem: Urba = áreas urbanas; Agua = corpos d'água; Borda = borda da floresta; Past = pastagem; Agri = agricultura; Silv = silvicultura. Covariáveis de detecção: Estac = estação do ano; Equip = tipo de equipamento. NP = número de parâmetros. \hat{c} = fator de correção. Asterisco (*) = combinação de covariáveis.

#	Modelos	AIC	Δ AIC	AIC Peso	NP	\hat{c}
1	ψ (Urba), γ (.), ε (.), p (Estac)	119,46	0,00	0,090	4	1,112
2	ψ (Agua), γ (.), ε (.), p (Estac)	119,93	0,47	0,071	4	1,175
3	ψ (Urba), γ (.), ε (.), p (Equip)	120,16	0,70	0,064	4	0,981
4	ψ (Borda), γ (.), ε (.), p (Estac)	120,22	0,76	0,062	4	1,280
5	ψ (Agri), γ (.), ε (.), p (Estac)	120,31	0,85	0,059	4	1,227
6	ψ (Past), γ (.), ε (.), p (Estac)	120,50	1,04	0,054	4	1,168
7	ψ (Silv), γ (.), ε (.), p (Estac)	120,65	1,19	0,050	4	1,155
8	ψ (.), γ (.), ε (.), p (Estac)	120,66	1,20	0,050	4	1,110
9	ψ (Urba*Agua), γ (.), ε (.), p (Estac)	120,69	1,23	0,049	5	1,198
10	ψ (Borda), γ (Agri), ε (.), p (Equip)	120,88	1,42	0,044	4	1,064
11	ψ (Agua), γ (.), ε (.), p (Equip)	120,93	1,47	0,043	4	1,014
12	ψ (Urba*Past), γ (.), ε (.), p (Estac)	120,96	1,50	0,043	5	1,086

13	ψ (Urba*Borda), γ (.), ε (.), p (Estac)	121,05	1,59	0,041	5	1,244
14	ψ (Urba*Agri), γ (.), ε (.), p (Estac)	121,21	1,75	0,038	5	1,171
15	ψ (Urba), γ (Agri), ε (.), p (Equip)	121,27	1,81	0,037	4	1,000
16	ψ (Borda), γ (.), ε (.), p (Equip)	121,27	1,81	0,037	4	0,978
17	ψ (Borda), γ (Agri), ε (.), p (Estac)	121,34	1,88	0,035	4	1,265
18	ψ (Agri), γ (.), ε (.), p (Equip)	121,39	1,93	0,034	4	1,023
19	ψ (Urba*Silv), γ (.), ε (.), p (Estac)	121,43	1,97	0,034	5	1,211
20	ψ (Urba), γ (.), ε (.), p (Estac*Equip)	121,44	1,98	0,034	5	1,207
21	ψ (Past), γ (.), ε (.), p (Equip)	121,46	2,00	0,033	4	0,974

A probabilidade de ocupação de *L. pardalis* apresentou relação inversa com as covariáveis áreas urbanas ($\beta = -0,455 \pm 0,443$ a $-0,562 \pm 0,488$; Tabela 2; Fig. 2) e corpos d'água ($\beta = -0,360 \pm 0,429$ a $-0,389 \pm 0,456$; Tabela 2; Fig. 3). Já as covariáveis borda da floresta ($\beta = 0,254 \pm 0,438$ a $0,589 \pm 0,521$; Tabela 2; Fig. 4), agricultura ($\beta = 0,197 \pm 0,425$ a $0,248 \pm 0,428$; Tabela 2; Fig. 5), pastagem ($\beta = 0,170 \pm 0,429$ a $0,313 \pm 0,450$; Tabela 2; Fig. 6) e silvicultura ($\beta = 0,034 \pm 0,420$ e $0,076 \pm 0,437$; Tabela 2; Fig. 7) apresentaram relação direta com a ocupação da espécie. A probabilidade de colonização foi inversamente relacionada com a agricultura ($\beta = -2,181 \pm 1,656$ a $-4,066 \pm 3,444$; Tabela 2; Fig. 8). A probabilidade de detecção sofreu efeito direto das covariáveis estação

do ano ($\beta = 0,762 \pm 0,851$ a $0,884 \pm 0,254$; Tabela 2) e equipamento ($\beta = 0,096 \pm 0,646$ a $0,684 \pm 0,180$; Tabela 2).

Tabela 2. Valores de Beta com o respectivo erro padrão (\pm) para cada parâmetro e covariável que compõe os modelos de ocupação (sem presas) selecionados para *Leopardus pardalis* na Mata Atlântica de Tabuleiro, sudeste do Brasil.

#	Modelos	ψ	γ	p	
1	ψ (Urba), γ (.), ε (.), p (Estac)	-0,473 \pm 0,443	2,267 \pm 1,532	0,882 \pm 0,255	
2	ψ (Agua), γ (.), ε (.), p (Estac)	-0,360 \pm 0,429	2,301 \pm 1,575	0,875 \pm 0,253	
3	ψ (Urba), γ (.), ε (.), p (Equip)	-0,562 \pm 0,488	1,787 \pm 1,048	0,658 \pm 0,188	
4	ψ (Borda), γ (.), ε (.), p (Estac)	0,277 \pm 0,428	2,297 \pm 1,570	0,874 \pm 0,252	
5	ψ (Agri), γ (.), ε (.), p (Estac)	0,248 \pm 0,428	2,352 \pm 1,653	0,873 \pm 0,254	
6	ψ (Past), γ (.), ε (.), p (Estac)	0,170 \pm 0,429	2,285 \pm 1,555	0,875 \pm 0,253	
7	ψ (Silv), γ (.), ε (.), p (Estac)	0,035 \pm 0,420	2,292 \pm 1,572	0,876 \pm 0,253	
8	ψ (.), γ (.), ε (.), p (Estac)	-0,026 \pm 0,420	2,284 \pm 1,550	0,879 \pm 0,255	
9	ψ (Urba*Agua), γ (.), ε (.), p (Estac)	-0,496 \pm 0,460	-0,389 \pm 0,456	2,268 \pm 1,536	0,880 \pm 0,254
10	ψ (Borda), γ (Agri), ε (.), p (Equip)	0,589 \pm 0,521	-4,066 \pm 3,444	0,656 \pm 0,176	
11	ψ (Agua), γ (.), ε (.), p (Equip)	-0,367 \pm 0,453	1,816 \pm 1,059	0,657 \pm 0,189	
12	ψ (Urba*Past), γ (.), ε (.), p (Estac)	-0,558 \pm 0,464	0,313 \pm 0,450	2,273 \pm 1,530	0,884 \pm 0,254

13	ψ (Urba*Borda), γ (.), ε (.), p (Estac)	$-0,469 \pm 0,443$	$0,268 \pm 0,425$	$2,283 \pm 1,546$	$0,883 \pm 0,254$
14	ψ (Urba*Agri), γ (.), ε (.), p (Estac)	$-0,455 \pm 0,443$	$0,208 \pm 0,421$	$2,309 \pm 1,585$	$0,882 \pm 0,255$
15	ψ (Urba), γ (Agri), ε (.), p (Equip)	$-0,478 \pm 0,508$		$-2,181 \pm 1,656$	$0,684 \pm 0,180$
16	ψ (Borda), γ (.), ε (.), p (Equip)	$0,254 \pm 0,438$		$1,808 \pm 1,057$	$0,657 \pm 0,189$
17	ψ (Borda), γ (Agri), ε (.), p (Estac)	$0,568 \pm 0,539$		$-3,626 \pm 3,208$	$0,867 \pm 0,245$
18	ψ (Agri), γ (.), ε (.), p (Equipa)	$0,197 \pm 0,425$		$1,832 \pm 1,074$	$0,657 \pm 0,190$
19	ψ (Urba*Silv), γ (.), ε (.), p (Estac)	$-0,481 \pm 0,447$	$0,076 \pm 0,437$	$2,286 \pm 1,564$	$0,880 \pm 0,255$
20	ψ (Urba), γ (.), ε (.), p (Estac*Equip)	$-0,479 \pm 0,449$	$2,162 \pm 1,537$	$0,762 \pm 0,851$	$0,762 \pm 0,851$ $0,096 \pm 0,646$
21	ψ (Past), γ (.), ε (.), p (Equip)	$0,178 \pm 0,458$		$1,802 \pm 1,053$	$0,657 \pm 0,188$

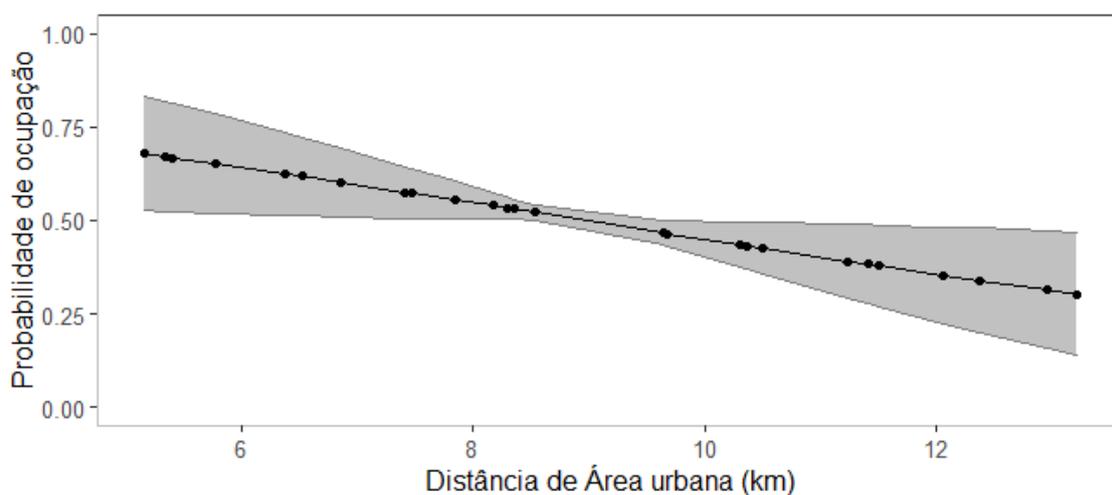


Fig. 2. Probabilidade de ocupação (\pm erro padrão) de *Leopardus pardalis* na Mata Atlântica de Tabuleiro, sudeste do Brasil, de acordo com a distância de áreas urbanas (em km; para detalhes, ver Tabela 2).

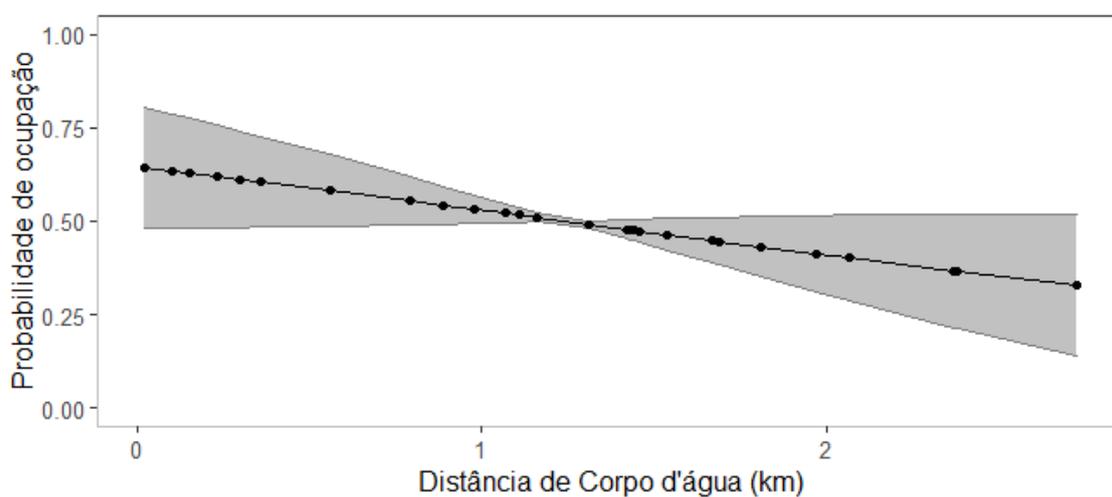


Fig. 3. Probabilidade de ocupação (\pm erro padrão) de *Leopardus pardalis* na Mata Atlântica de Tabuleiro, sudeste do Brasil, de acordo com a distância de corpos d'água (em km; para detalhes, ver Tabela 2).

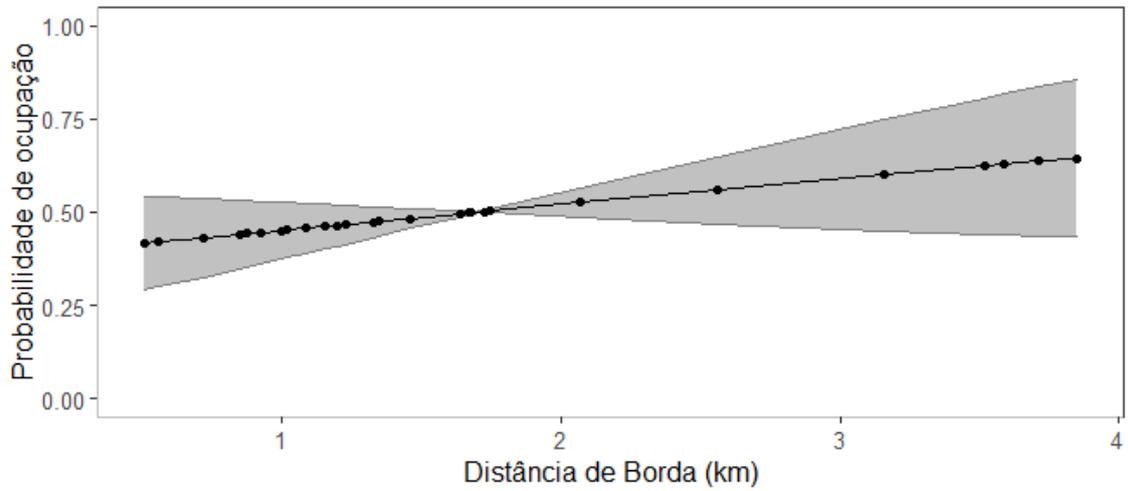


Fig. 4. Probabilidade de ocupação (\pm erro padrão) de *Leopardus pardalis* na Mata Atlântica de Tabuleiro, sudeste do Brasil, de acordo com a distância da borda da floresta (em km; para detalhes, ver Tabela 2).

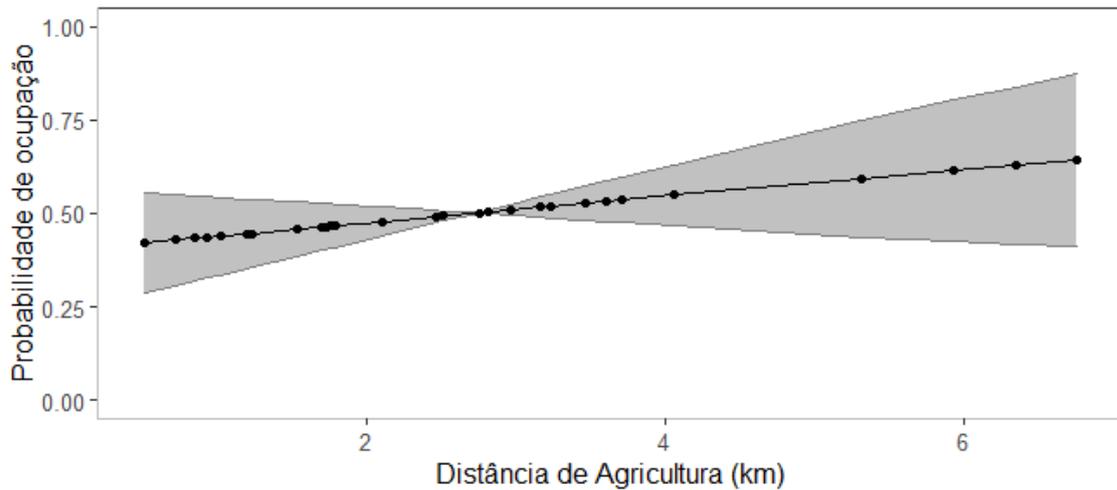


Fig. 5. Probabilidade de ocupação (\pm erro padrão) de *Leopardus pardalis* na Mata Atlântica de Tabuleiro, sudeste do Brasil, de acordo com a distância de agricultura (em km; para detalhes, ver Tabela 2).

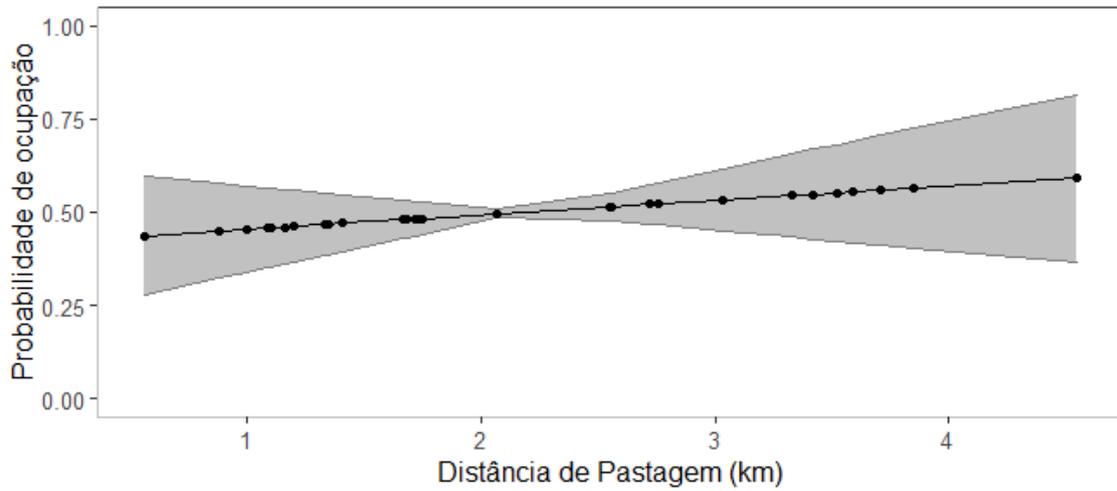


Fig. 6. Probabilidade de ocupação (\pm erro padrão) de *Leopardus pardalis* na Mata Atlântica de Tabuleiro, sudeste do Brasil, de acordo com a distância de pastagem (em km; para detalhes, ver Tabela 2).

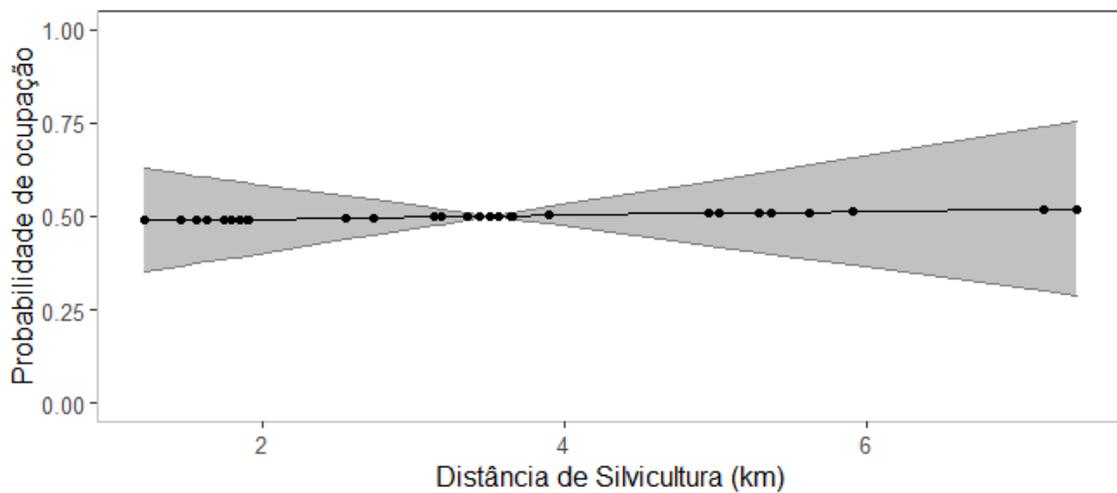


Fig. 7. Probabilidade de ocupação (\pm erro padrão) de *Leopardus pardalis* na Mata Atlântica de Tabuleiro, sudeste do Brasil, de acordo com a distância de silvicultura (em km; para detalhes, ver Tabela 2).

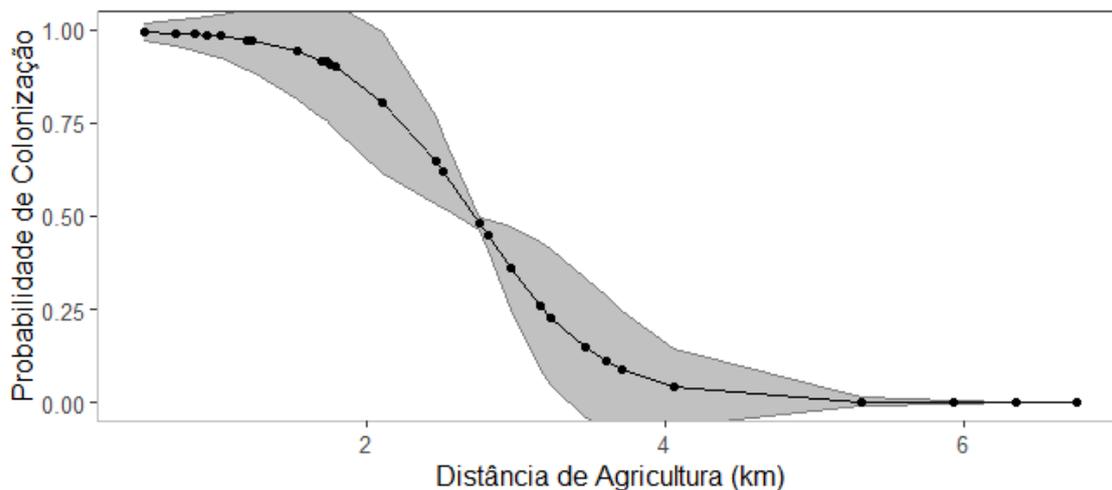


Fig. 8. Probabilidade de colonização (\pm erro padrão) de *Leopardus pardalis* na Mata Atlântica de Tabuleiro, sudeste do Brasil, de acordo com a distância de agricultura (em km; para detalhes, ver Tabela 2).

A probabilidade de ocupação foi aproximadamente 1,9 vezes maior na segunda temporada, com média de 0,926 (variação = 0,773 a 0,957), em comparação com a primeira, cujo valor médio foi de 0,499 (variação = 0,493 a 0,501; Tabela 3). A probabilidade de colonização foi de 0,845 em média, apresentando grande variação entre os modelos selecionados (variação = 0,541 a 0,913; Tabela 3). Em todos os modelos, a probabilidade de extinção foi zero. A probabilidade de detecção apresentou pequena variação entre as duas temporadas, com valor médio de 0,723 (variação = 0,658 a 0,756) na primeira e 0,783 (variação = 0,777 a 0,797) na segunda temporada (Tabela 3).

Tabela 3. Probabilidades de ocupação (ψ), colonização (γ) e detecção (p) (média \pm erro padrão) para cada temporada considerando os modelos (sem presas) selecionados para *Leopardus pardalis* na Mata Atlântica de Tabuleiro, sudeste do Brasil.

#	Modelos	ψ		γ	p	
		1	2		1	2
1	ψ (Urba), γ (.), ε (.), p (Estac)	0,500 \pm 0,022	0,953 \pm 0,066	0,906 \pm 0,130	0,756 \pm 0,056	0,780 \pm 0,058
2	ψ (Agua), γ (.), ε (.), p (Estac)	0,500 \pm 0,017	0,954 \pm 0,066	0,909 \pm 0,130	0,755 \pm 0,056	0,770 \pm 0,058
3	ψ (Urba), γ (.), ε (.), p (Equip)	0,500 \pm 0,025	0,928 \pm 0,066	0,857 \pm 0,129	0,659 \pm 0,042	0,789 \pm 0,063
4	ψ (Borda), γ (.), ε (.), p (Estac)	0,499 \pm 0,013	0,954 \pm 0,066	0,909 \pm 0,130	0,754 \pm 0,056	0,779 \pm 0,058
5	ψ (Agri), γ (.), ε (.), p (Estac)	0,499 \pm 0,012	0,957 \pm 0,066	0,913 \pm 0,131	0,754 \pm 0,057	0,778 \pm 0,059
6	ψ (Past), γ (.), ε (.), p (Estac)	0,499 \pm 0,008	0,954 \pm 0,066	0,908 \pm 0,130	0,755 \pm 0,056	0,779 \pm 0,058
7	ψ (Silv), γ (.), ε (.), p (Estac)	0,499 \pm 0,002	0,954 \pm 0,066	0,908 \pm 0,131	0,755 \pm 0,056	0,779 \pm 0,058
8	ψ (.), γ (.), ε (.), p (Estac)	0,493 \pm 0,105	0,953 \pm 0,067	0,908 \pm 0,130	0,755 \pm 0,057	0,780 \pm 0,058
9	ψ (Urba*Agua), γ (.), ε (.), p (Estac)	0,499 \pm 0,028	0,953 \pm 0,067	0,906 \pm 0,131	0,756 \pm 0,056	0,780 \pm 0,058
10	ψ (Borda), γ (Agri), ε (.), p (Equip)	0,496 \pm 0,026	0,818 \pm 0,082	0,561 \pm 0,076	0,658 \pm 0,040	0,788 \pm 0,059
11	ψ (Agua), γ (.), ε (.), p (Equip)	0,500 \pm 0,017	0,930 \pm 0,065	0,860 \pm 0,127	0,659 \pm 0,042	0,788 \pm 0,063

12	ψ (Urba*Past), γ (.), ε (.), p (Estac)	$0,500 \pm 0,025$	$0,953 \pm 0,066$	$0,907 \pm 0,130$	$0,756 \pm 0,056$	$0,781 \pm 0,058$
13	ψ (Urba*Borda), γ (.), ε (.), p (Estac)	$0,500 \pm 0,024$	$0,954 \pm 0,066$	$0,907 \pm 0,130$	$0,756 \pm 0,056$	$0,781 \pm 0,058$
14	ψ (Urba*Agri), γ (.), ε (.), p (Estac)	$0,501 \pm 0,023$	$0,955 \pm 0,066$	$0,910 \pm 0,130$	$0,756 \pm 0,057$	$0,780 \pm 0,058$
15	ψ (Urba), γ (Agri), ε (.), p (Equip)	$0,500 \pm 0,219$	$0,773 \pm 0,082$	$0,541 \pm 0,061$	$0,665 \pm 0,040$	$0,797 \pm 0,058$
16	ψ (Borda), γ (.), ε (.), p (Equip)	$0,500 \pm 0,012$	$0,930 \pm 0,066$	$0,859 \pm 0,128$	$0,659 \pm 0,042$	$0,788 \pm 0,063$
17	ψ (Borda), γ (Agri), ε (.), p (Estac)	$0,497 \pm 0,025$	$0,815 \pm 0,089$	$0,559 \pm 0,073$	$0,753 \pm 0,055$	$0,777 \pm 0,057$
18	ψ (Agri), γ (.), ε (.), p (Equip)	$0,500 \pm 0,009$	$0,931 \pm 0,066$	$0,862 \pm 0,128$	$0,659 \pm 0,043$	$0,788 \pm 0,063$
19	ψ (Urba*Silv), γ (.), ε (.), p (Estac)	$0,500 \pm 0,022$	$0,954 \pm 0,067$	$0,908 \pm 0,131$	$0,756 \pm 0,057$	$0,780 \pm 0,058$
20	ψ (Urba), γ (.), ε (.), p (Estac*Equip)	$0,500 \pm 0,022$	$0,948 \pm 0,072$	$0,897 \pm 0,142$	$0,746 \pm 0,093$	$0,785 \pm 0,094$
21	ψ (Past), γ (.), ε (.), p (Equip)	$0,500 \pm 0,008$	$0,929 \pm 0,066$	$0,858 \pm 0,128$	$0,659 \pm 0,042$	$0,788 \pm 0,063$
Média dos valores		$0,499 \pm 0,032$	$0,926 \pm 0,069$	$0,845 \pm 0,122$	$0,723 \pm 0,053$	$0,783 \pm 0,061$

Modelos de ocupação com presas.—A ocupação de *L. pardalis* (modelos simples) foi influenciada apenas por áreas urbanas entre as covariáveis de paisagem analisadas, tendo respondido também à frequência de registros de quati e paca nos pontos de amostragem. A colonização respondeu apenas à covariável tatu. A extinção não sofreu efeito de nenhuma das covariáveis analisadas. A detecção de *L. pardalis* respondeu às covariáveis equipamento e estação do ano.

Para os modelos combinados, foram selecionados 10 modelos classificados como mais explicativos (Tabela 4). A probabilidade de ocupação apresentou relação com paca (Modelos 1-6 e 9), quati (Modelos 1-4, 7-10) e áreas urbanas (Modelo 3, 4 e 10), havendo quatro modelos com efeito simultâneo de duas covariáveis e dois modelos com as três covariáveis incluídas (Tabela 4). A probabilidade de colonização manteve relação com a covariável tatu (Modelos 1-10; Tabela 4). A probabilidade de detecção foi influenciada pelas covariáveis equipamento (Modelos 1, 3, 5, 7, 9 e 10) e estação do ano (Modelos 2, 4, 6, 8 e 9), ocorrendo simultaneamente em um dos modelos (Tabela 4). Todos os modelos selecionados apresentaram valores de \hat{c} próximos a 1 (variação: 0,934 a 1,231; Tabela 4), não havendo evidência de sobredispersão.

Tabela 4. Ranking dos melhores modelos de ocupação (com presas) selecionados para *Leopardus pardalis* na Mata Atlântica de Tabuleiro, sudeste do Brasil. Parâmetros: ψ = probabilidade de ocupação; γ = probabilidade de colonização; ε = probabilidade de extinção; p = probabilidade de detecção. Covariáveis de paisagem: Urba = áreas urbanas; Agua = corpos d'água; Borda = borda da floresta; Past = pastagem; Agri = agricultura; Silv = silvicultura. Covariáveis de detecção: Estac = estação do ano; Equip = tipo de equipamento. NP = número de parâmetros. \hat{c} = fator de correção. Asterisco (*) = combinação de parâmetros.

#	Modelos	AIC	Δ AIC	AIC Peso	NP	\hat{c}
1	ψ (Paca*Quati), γ (Tatu), ε (.), p (Equip)	113,8	0,00	0,159	5	1,126
		7				
2	ψ (Paca*Quati), γ (Tatu), ε (.), p (Estac)	114,0	0,15	0,148	5	1,226
		2				
3	ψ (Paca*Quati*Urba), γ (Tatu), ε (.), p (Equip)	114,4	0,54	0,121	6	1,063
		1				
4	ψ (Paca*Quati*Urba), γ (Tatu), ε (.), p (Estac)	114,5	0,70	0,112	6	1,231
		7				
5	ψ (Paca), γ (Tatu), ε (.), p (Equip)	114,9	1,06	0,094	4	0,956
		3				
6	ψ (Paca), γ (Tatu), ε (.), p (Estac)	115,0	1,22	0,086	4	1,210
		9				
7	ψ (Quati), γ (Tatu), ε (.), p (Equip)	115,3	1,50	0,075	4	0,934
		7				

8	ψ (Quati), γ (Tatu), ε (.), p (Estac)	115,4	1,54	0,074	4	1,118
		1				
9	ψ (Paca*Quati), γ (Tatu), ε (.), p (Equip*Estac)	115,4	1,62	0,071	6	1,120
		9				
10	ψ (Quati*Urba), γ (Tatu), ε (.), p (Equip)	115,8	1,94	0,060	5	0,982
		1				

As covariáveis paca ($\beta = 0,894 \pm 0,528$ a $1,077 \pm 0,655$; Tabela 5; Fig. 9) e quati ($\beta = 0,733 \pm 0,475$ a $1,018 \pm 0,605$; Tabela 5; Fig. 10) estiveram diretamente relacionadas com a probabilidade de ocupação de *L. pardalis*, enquanto áreas urbanas ($\beta = -0,587 \pm 0,489$ a $-0,650 \pm 0,560$; Tabela 5) apresentou relação inversa com este parâmetro. A covariável tatu foi relacionada de forma direta com a probabilidade de colonização ($\beta = 181,388$ a $210,752$; Tabela 5). As covariáveis estação do ano ($\beta = 0,367 \pm 0,509$ a $0,887 \pm 0,235$) e equipamento ($\beta = 0,407 \pm 0,668$ a $0,677 \pm 0,175$) se relacionaram diretamente com a probabilidade de detecção de *L. pardalis* (Tabela 5).

Tabela 5. Valores de Beta com o respectivo erro padrão (\pm) para cada parâmetro e covariável que compõe os modelos de ocupação (com presas) selecionados para *Leopardus pardalis* na Mata Atlântica de Tabuleiro, sudeste do Brasil. 1,#IND00 = número indefinido pelo programa.

#	Modelos	ψ			γ	p
1	ψ (Paca*Quati), γ (Tatu), ε (.), p (Equip)	1,077 \pm 0,655	0,880 \pm 0,564		196,606 \pm 1,#IND00	0,664 \pm 0,175
2	ψ (Paca*Quati), γ (Tatu), ε (.), p (Estac)	1,008 \pm 0,609	0,847 \pm 0,534		203,885 \pm 1,#IND00	0,868 \pm 0,234
3	ψ (Paca*Quati*Urba), γ (Tatu), ε (.), p (Equip)	1,056 \pm 0,641	1,018 \pm 0,605	-0,650 \pm 0,560	198,137 \pm 1,#IND00	0,668 \pm 0,174
4	ψ (Paca*Quati*Urba), γ (Tatu), ε (.), p (Estac)	1,000 \pm 0,605	0,992 \pm 0,583	-0,625 \pm 0,543	185,478 \pm 1,#IND00	0,873 \pm 0,233
5	ψ (Paca), γ (Tatu), ε (.), p (Equip)	0,907 \pm 0,552			189,892 \pm 1,#IND00	0,674 \pm 0,175
6	ψ (Paca), γ (Tatu), ε (.), p (Estac)	0,894 \pm 0,528			187,240 \pm 1,#IND00	0,887 \pm 0,235

7	ψ (Quati), γ (Tatu), ε (.), p (Equip)	$0,733 \pm 0,475$		$181,388 \pm$	$0,674 \pm 0,175$
				1,#IND00	
8	ψ (Quati), γ (Tatu), ε (.), p (Estac)	$0,750 \pm 0,463$		$210,752 \pm$	$0,884 \pm 0,234$
				1,#IND00	
9	ψ (Paca*Quati), γ (Tatu), ε (.), p (Equip*Estac)	$1,037 \pm 0,630$	$0,862 \pm 0,547$	$199,215 \pm$	$0,407 \pm 0,668$ $0,367 \pm 0,509$
				1,#IND00	
10	ψ (Quati*Urba), γ (Tatu), ε (.), p (Equip)	$0,872 \pm 0,525$	$-0,587 \pm 0,490$	$185,787 \pm$	$0,677 \pm 0,175$
				1,#IND00	

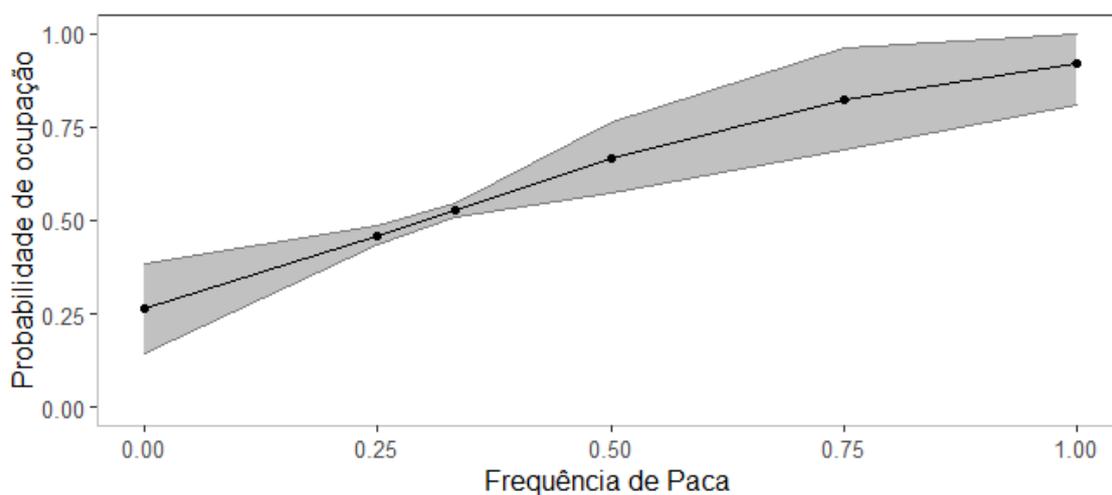


Fig. 9. Probabilidade de ocupação (\pm erro padrão) de *Leopardus pardalis* na Mata Atlântica de Tabuleiro, sudeste do Brasil, de acordo com a frequência de paca (para detalhes, ver Tabela 5).

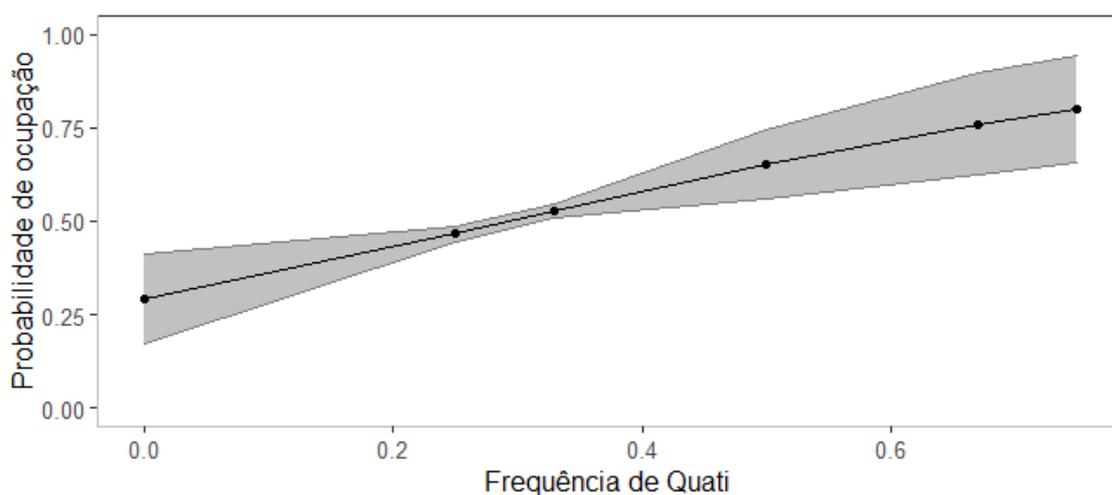


Fig. 10. Probabilidade de ocupação (\pm erro padrão) de *Leopardus pardalis* na Mata Atlântica de Tabuleiro, sudeste do Brasil, de acordo com a frequência de quati (para detalhes, ver Tabela 5).

A probabilidade de ocupação variou entre as duas temporadas, sendo quase 1,6 vezes menor na primeira temporada, com média de 0,503 (variação = 0,495 a 0,516), em

comparação com a segunda, cuja média foi 0,783 (variação = 0,761 a 0,813; Tabela 6). A probabilidade de colonização foi igual em todos os modelos (0,607), ressaltando que a covariável tatu foi incluída em todos os modelos selecionados (Tabela 6). Em todos os modelos, a probabilidade de extinção foi zero. A probabilidade de detecção apresentou pequena variação, sendo os valores pouco menores na primeira temporada, com média de 0,704 (variação = 0,660 a 0,757), enquanto na segunda temporada a média foi de 0,787 (variação = 0,777 a 0,795; Tabela 6).

Tabela 6. Probabilidades de ocupação (ψ), colonização (γ) e detecção (p) (média \pm erro padrão) para cada temporada considerando os modelos (com presas) selecionados para *Leopardus pardalis* na Mata Atlântica de Tabuleiro, sudeste do Brasil.

#	Modelos	Ψ		γ	p	
		1	2		1	2
1	ψ (Paca*Quati), γ (Tatu), ε (.), p (Equip)	0,516 \pm 0,050	0,773 \pm 0,052	0,607 \pm 0,094	0,660 \pm 0,039	0,790 \pm 0,058
2	ψ (Paca*Quati), γ (Tatu), ε (.), p (Estac)	0,514 \pm 0,048	0,774 \pm 0,051	0,607 \pm 0,094	0,753 \pm 0,052	0,777 \pm 0,054
3	ψ (Paca*Quati*Urba), γ (Tatu), ε (.), p (Equip)	0,501 \pm 0,056	0,777 \pm 0,056	0,607 \pm 0,094	0,661 \pm 0,039	0,792 \pm 0,057
4	ψ (Paca*Quati*Urba), γ (Tatu), ε (.), p (Estac)	0,501 \pm 0,054	0,778 \pm 0,056	0,607 \pm 0,094	0,754 \pm 0,052	0,778 \pm 0,054
5	ψ (Paca), γ (Tatu), ε (.), p (Equip)	0,495 \pm 0,037	0,761 \pm 0,035	0,607 \pm 0,094	0,662 \pm 0,039	0,794 \pm 0,057
6	ψ (Paca), γ (Tatu), ε (.), p (Estac)	0,496 \pm 0,037	0,761 \pm 0,034	0,607 \pm 0,094	0,757 \pm 0,052	0,782 \pm 0,053
7	ψ (Quati), γ (Tatu), ε (.), p (Equip)	0,500 \pm 0,032	0,808 \pm 0,044	0,607 \pm 0,094	0,662 \pm 0,039	0,794 \pm 0,057
8	ψ (Quati), γ (Tatu), ε (.), p (Estac)	0,500 \pm 0,033	0,808 \pm 0,043	0,607 \pm 0,094	0,757 \pm 0,052	0,781 \pm 0,053

9	ψ (Paca*Quati), γ (Tatu), ε (.), p (Equip*Estac)	$0,515 \pm 0,049$	$0,774 \pm 0,051$	$0,607 \pm 0,094$	$0,711 \pm 0,090$	$0,791 \pm 0,079$
10	ψ (Quati*Urba), γ (Tatu), ε (.), p (Equip)	$0,496 \pm 0,040$	$0,813 \pm 0,053$	$0,607 \pm 0,094$	$0,663 \pm 0,039$	$0,795 \pm 0,057$
	Média dos valores	$0,503 \pm 0,044$	$0,783 \pm 0,048$	$0,607 \pm 0,094$	$0,704 \pm 0,049$	$0,787 \pm 0,058$

DISCUSSÃO

A probabilidade de ocupação de *L. pardalis* foi influenciada por todas as covariáveis de paisagem analisadas, assim como por duas das cinco espécies de presas potenciais (quati e paca). A probabilidade de colonização foi afetada por agricultura e tatu, enquanto a extinção não sofreu efeito de nenhuma covariável analisada. O grande número de covariáveis de paisagem e de modelos selecionados na abordagem sem presas pode indicar que cada uma das covariáveis testadas possua efeito reduzido sobre a ocupação da espécie, sugerindo que *L. pardalis* seja generalista quanto ao uso da paisagem local. Por outro lado, a ocupação de *L. pardalis* foi maior em áreas afastadas da borda, o que pode sugerir preferência pelo uso do interior do remanescente estudado. Adicionalmente, a frequência de presas apresentou maior influência do que as covariáveis de paisagem, tanto para ocupação quanto para colonização, reduzindo o número de covariáveis e de modelos selecionados. Neste sentido, ressalta-se que apenas a covariável áreas urbanas permaneceu entre os modelos selecionados para ocupação com presas, estando presente em três modelos e sempre em combinação com quati ou com paca e quati simultaneamente. A colonização, por sua vez, passou a ser influenciada apenas por tatu em todos os modelos selecionados.

A probabilidade de ocupação foi influenciada positivamente por áreas urbanas nos dois conjuntos de modelos, de forma que quanto menor a distância de áreas urbanas, maior a probabilidade de ocupação de *L. pardalis*. Essa foi a única covariável de paisagem selecionada no ranqueamento dos modelos com presas e em todos os casos ocorreu combinada com outras covariáveis, conforme apontado anteriormente, ressaltando que foi uma covariável de destaque entre os modelos sem presas. Na Mata Atlântica de Minas Gerais, a jaguatirica apresentou aumento da atividade noturna em locais perto de áreas com ocupação antrópica, sugerindo que a espécie se adapte à presença humana (Massara

et al. 2018b). Ao contrário do observado no presente estudo, a ocupação de *L. pardalis* foi negativamente influenciada pela proximidade com assentamentos humanos em uma paisagem rural na Colômbia (Boron et al. 2018). De forma semelhante, a ocupação do lince, *Lynx rufus* (Schreber, 1777), na América do Norte, sofreu influência negativa da presença de construções e infraestrutura antrópica (Lesmeister et al. 2014). Isso indica que a jaguatirica, assim como outros pequenos felinos, pode reagir de forma diferente à presença humana em relação ao registrado no presente estudo. A menor distância de áreas urbanas analisada no presente estudo foi de 5,16 km ($\psi 1 = 0,678$; $\psi 2 = 0,970$), e a maior distância foi de 13,22 km ($\psi 1 = 0,303$; $\psi 2 = 0,934$). Estes resultados podem indicar que a espécie esteja sendo atraída para as proximidades de áreas urbanas, o que pode estar relacionado, por exemplo, à maior disponibilidade de presas comumente associadas a aglomerações humanas. Neste sentido, citam-se os pequenos roedores exóticos relatados como espécies sinantrópicas, ocorrendo em ambientes urbanos ou periurbanos, como o camundongo, *Mus musculus* (Linnaeus, 1758), e o rato-doméstico, *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758; Castillo et al. 2003), os quais podem fazer parte da dieta de *L. pardalis* (e.g. Bianchi et al. 2010). Assim, a atratividade das áreas urbanas poderia ser, na verdade, um efeito indireto da disponibilidade de pequenas presas.

A covariável corpos d'água apresentou influência positiva na probabilidade de ocupação de *L. pardalis*, ou seja, quanto menor a distância do corpo d'água, maior a probabilidade de ocupação. A menor distância entre os pontos de amostragem e corpos d'água foi de 0,02 km ($\psi 1 = 0,644$; $\psi 2 = 0,968$), enquanto a maior distância foi de 2,73 km ($\psi 1 = 0,327$; $\psi 2 = 0,939$). Resultado semelhante foi obtido em estudo anteriormente realizado na RNV (Wolff et al. 2019), confirmando o padrão observado para a espécie na região. A proximidade com cursos d'água também foi importante para *L. pardalis* quando analisado o uso do habitat em remanescentes florestais de Mata Atlântica em Santa

Catarina, no sul do Brasil (Goulart et al. 2009). A importância desses ambientes pode ser evidenciada pela utilização dos substratos arenosos ao longo das margens de rios e córregos para deposição de fezes (marcação territorial; Murray e Gardner 1997) ou como áreas de forrageamento e busca de presas, especialmente no caso do consumo de anfíbios anuros (Bianchi et al. 2014). Para *Leopardus tigrinus*, entretanto, a ocupação não foi influenciada por corpos d'água em áreas de Caatinga no Rio Grande do Norte (Marinho et al. 2017). Neste caso, foi sugerido que a espécie utilize fontes alternativas de água para atender sua demanda hídrica, como pequenas poças d'água em formações rochosas e nascentes de água subterrânea (Marinho et al. 2017).

A covariável borda da floresta influenciou negativamente a probabilidade de ocupação de *L. pardalis*, sendo os maiores valores registrados nos pontos mais internos à RNV. No presente estudo, a menor distância da borda foi de 0,51 km ($\psi_1 = 0,417$; $\psi_2 = 0,947$) e a maior distância foi de 3,85 km ($\psi_1 = 0,645$; $\psi_2 = 0,967$). Padrão semelhante foi observado anteriormente na RNV, onde a ocupação de *L. pardalis* foi menor em áreas próximas à borda da reserva, sugerindo preferência pelo interior da floresta (Wolff et al. 2019). Do mesmo modo, no Parque Nacional de Iguaçu, na porção sul da Mata Atlântica, a ocupação também respondeu positivamente ao aumento da distância da borda (Silva et al. 2018), assim como na Província de Misiones, na Argentina, onde a maior ocupação de *L. pardalis* esteve relacionada à proximidade com a floresta contínua (Cruz et al. 2018). Os resultados citados diferem do observado na Serra do Japi, em área de Mata Atlântica no estado de São Paulo, onde a ocupação da espécie foi mais alta em pontos próximos à borda da área protegida, ressaltando que no entorno da reserva estudada ainda há uma porção significativa de floresta entremeada por áreas de agricultura e horticultura, entre outros usos econômicos (Nagy-Reis et al. 2017). Nesse sentido, considera-se que a influência da borda florestal na probabilidade de ocupação de *L. pardalis* pode variar de

acordo com a composição e a configuração das paisagens locais e com o tamanho da área florestal remanescente.

Os três tipos de uso econômico do solo analisados no presente estudo (agricultura, pastagem e silvicultura) influenciaram negativamente a probabilidade de ocupação de *L. pardalis*, sendo os valores de ocupação menores em pontos mais próximos a estes ambientes antrópicos. Ressalta-se que em outras localidades esses elementos da paisagem podem eventualmente ser utilizados por *L. pardalis* para movimentação entre fragmentos florestais, influenciando positivamente a ocupação da espécie (Massara et al. 2018a). Para agricultura, a menor distância amostrada no presente estudo foi de 0,51 km ($\psi 1 = 0,421$; $\psi 2 = 0,950$), enquanto a maior distância foi 6,76 km ($\psi 1 = 0,642$; $\psi 2 = 0,969$). Resultado semelhante foi obtido para *L. tigrinus*, que também apresentou menor ocupação próximo a assentamentos agrários na Caatinga (Marinho et al. 2017). Em comparação com a onça-parda - *Puma concolor* (Linnaeus, 1771), a onça-pintada - *Panthera onca* (Linnaeus, 1758) e o jaguarundi - *Herpailurus yagouaroundi* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1803), a jaguatirica foi a única espécie de felino ocasionalmente registrada em plantações de palmeira destinadas à extração de óleo (dendê), na Colômbia, embora esta covariável não tenha influenciado significativamente sua ocupação (Boron et al. 2018). A menor distância de áreas de pastagem amostrada na RNV foi de 0,56 km ($\psi 1 = 0,437$; $\psi 2 = 0,948$) e o ponto mais distante destes locais estava a 4,55 km ($\psi 1 = 0,591$; $\psi 2 = 0,962$). A proporção de áreas de pastagem na paisagem também teve influência negativa na ocupação de *L. pardalis* na Colômbia (Boron et al. 2018), ao contrário do observado em Minas Gerais (Massara et al. 2018a). A menor distância dos pontos amostrais em relação às áreas de silvicultura com eucalipto estava a 1,22 km ($\psi 1 = 0,489$; $\psi 2 = 0,953$), sendo de 7,39 km a maior distância amostrada ($\psi 1 = 0,519$; $\psi 2 = 0,956$). Na Província de Misiones, na Argentina, a espécie demonstrou sensibilidade a ambientes com influência

antrópica, apresentando efeito negativo do “custo humano de acesso” (tempo necessário para acessar um determinado local) na probabilidade de ocupação de áreas de silvicultura com pinheiro (*Pinus taeda*; Cruz et al. 2018). Foi sugerido que perturbações do habitat na forma de exploração de madeira ou conversões parciais de habitat para agricultura e pecuária, por exemplo, têm maior influência na densidade de *L. pardalis* do que áreas com altas taxas de caça (Di Bitetti et al. 2008). Em Minas Gerais, *L. pardalis* utilizou áreas de silvicultura, embora esta covariável não tenha influenciado a ocupação da espécie, apresentando maior detecção em locais com maior proporção de plantações de eucalipto (Massara et al. 2018a). Porém, este resultado pode não se aplicar a outras regiões com o mesmo tipo de atividade econômica, uma vez que as reservas estudadas eram florestas nativas separadas por áreas de silvicultura, as quais poderiam facilitar a movimentação da espécie entre os fragmentos (Massara et al. 2018a).

As duas espécies de presas que compuseram os modelos selecionados influenciaram positivamente a probabilidade de ocupação de *L. pardalis*. Os pontos sem registro de paca revelaram menores valores de ocupação ($\psi_1 = 0,264$; $\psi_2 = 0,509$), enquanto os pontos com maior frequência (= 1,00) apresentaram valores 3,5 vezes maior na primeira temporada ($\psi_1 = 0,917$) e 2,0 vezes maior na segunda temporada ($\psi_2 = 1,00$). Para quati, a probabilidade de ocupação foi 2,8 vezes maior na primeira temporada e 1,3 vezes maior na segunda temporada nos pontos com maior frequência (= 0,75; $\psi_1 = 0,800$; $\psi_2 = 0,800$), em comparação com os pontos sem registro desta presa ($\psi_1 = 0,290$; $\psi_2 = 0,606$). Estes resultados demonstram que a ocupação de *L. pardalis* é maior em locais com maior ocorrência de paca e quati. Isso corrobora estudo realizado na mesma área, onde a ocupação de *L. pardalis* também foi maior em locais com maior frequência de presas, embora esta covariável tenha sido representada pelo agrupamento dos registros de várias presas potenciais, como paca, cutia, tatu-galinha - *Dasypus novemcinctus* (Linnaeus,

1758) e teiú - *Salvator merianae* (Duméril & Bibron, 1839), além de três espécies de aves (Wolff et al. 2019). De forma semelhante, a disponibilidade de pequenas presas, considerando o agrupamento de vários táxons (mamíferos e aves com menos de 15 kg), também apresentou efeito positivo sobre a ocupação de *L. pardalis*, o que poderia explicar diferenças na distribuição da espécie entre áreas na América Central e norte da América do Sul (Santos et al. 2019). Os resultados citados indicam que *L. pardalis* possa ocupar principalmente áreas com maior ocorrência de presas, sendo a distribuição da espécie dependente da distribuição de recursos alimentares. Assim, recomenda-se a inclusão de covariáveis relacionadas à ocorrência de presas em estudos futuros de ocupação de *L. pardalis*, bem como de outros predadores, uma vez que esses podem representar elementos-chave no uso da paisagem por mamíferos carnívoros. No caso da inclusão de presas, é relevante que as espécies de presas sejam modeladas separadamente e não de forma agrupada para que seja possível avaliar o efeito de cada táxon sobre os parâmetros populacionais da espécie predadora.

A probabilidade de colonização de *L. pardalis* foi influenciada positivamente pela agricultura, sendo $\gamma = 0,994$ em ponto de amostragem mais próximo deste tipo de uso do solo (0,51 km) e $\gamma = 0,000$ no ponto mais distante (5,93 km). Este resultado sugere que áreas próximas à agricultura e que estavam desocupadas na primeira temporada apresentaram maior probabilidade de serem ocupadas (colonizadas) por *L. pardalis* na segunda temporada. Isso pode ser explicado pelo fato de presas silvestres, assim como pequenos roedores exóticos (*Mus musculus*, por exemplo), utilizarem áreas de agricultura (Benedek e Sîrbu 2018), o que favoreceria a atratividade e o estabelecimento de *L. pardalis* em locais próximos a estes ambientes antrópicos como um efeito indireto. Nesse sentido, cita-se, por exemplo, o uso de áreas agrofloretais e de cultivo agrícola por pacas, no Peru (Naughton- Treves et al. 2002). Já para os lincês, a colonização foi influenciada

negativamente pela proporção de áreas de agricultura na paisagem, sugerindo que a expansão populacional da espécie poderia ser mais lenta em paisagens nas quais a cobertura agrícola é mais proeminente (Lesmeister et al. 2014). Quando inseridas as presas nos modelos, a probabilidade de colonização passou a ser influenciada apenas pela frequência de tatu, com efeito positivo sobre *L. pardalis*. Os locais com presença de tatu ($\gamma = 0,25$ a $1,00$) apresentaram maior probabilidade de serem colonizados por *L. pardalis* ($\gamma = 1,00$), enquanto nos pontos sem registro desta presa ($\gamma = 0,00$) a colonização foi ausente ($\gamma = 0,000$). Os tatus do gênero *Dasybus* fazem parte da dieta de *L. pardalis* na Mata Atlântica, sendo esse um item alimentar importante, com frequência de ocorrência chegando a 29,9% em amostras fecais coletadas na RNV e na RBS (Bianchi et al. 2010). Desta forma, considera-se que a ocorrência de tatus represente um elemento que pode favorecer o estabelecimento de *L. pardalis* em locais previamente desocupados.

A extinção de *L. pardalis* não foi influenciada por nenhuma das covariáveis analisadas no presente estudo, tendo apresentado valor de probabilidade igual a zero. Isso pode ser atribuído ao fato dos 12 pontos com ocorrência de *L. pardalis* durante a primeira temporada também terem sido positivos para a presença da espécie durante a segunda temporada. Desta forma, nenhum dos pontos com ocorrência da espécie em 2005 esteve desocupado em 2012-2013. Estudo com *L. pardalis*, no sudoeste do Brasil (Xavier da Silva et al. 2018), e com o lince (*Lynx rufus*), nos Estados Unidos (Bender et al. 2017), também demonstraram ausência de influência das covariáveis testadas sobre a probabilidade de extinção da espécie. De forma semelhante, o lince-do-deserto (*Caracal caracal*), na Arábia, não teve sua probabilidade de extinção influenciada por nenhuma covariável, embora a presença humana (número de registros de humanos nas armadilhas fotográficas) tenha agravado a extinção local do gato-selvagem (*Felis silvestres*; Khorozyan et al. 2014).

A probabilidade de detecção de *L. pardalis* foi influenciada pelas covariáveis equipamento e estação do ano. Entretanto, ressalta-se que houve pequena variação desse parâmetro entre temporadas, independente da abordagem. Considerando apenas os modelos com influência do tipo de equipamento, a probabilidade de detecção foi 1,2 vezes maior na segunda temporada (sem presa = 0,789; com presa = 0,792), em comparação com a primeira temporada (sem presa = 0,659; com presa = 0,661). Essa pequena variação pode ser atribuída à diferença entre as armadilhas fotográficas utilizadas em cada período de amostragem, sobretudo no que se refere à sensibilidade do sensor de acionamento do equipamento. Neste sentido, ressalta-se que pode haver diferenças significativas na eficiência de amostragem entre diferentes marcas de equipamentos (Srbek-Araujo e Chiarello 2007), mas nem sempre este é um fator que pode ser evitado em estudos de longo prazo. Para estação do ano, durante a primeira temporada, as ocasiões 1 a 4 (estação seca) resultaram em valores de probabilidade de detecção 1,2 vezes menor (sem presas = 0,706; com presas = 0,706), em comparação com as ocasiões 5 e 6 (estação chuvosa: sem presa = 0,853; com presa = 0,853). Na segunda temporada, os valores nas ocasiões 1 a 3 (estação seca) também foram 1,2 vezes menores quando comparados com as ocasiões 4 a 6 (estação chuvosa), tendo sido obtidos os mesmos valores da temporada anterior. Esses dados indicam que a probabilidade de detecção de *L. pardalis* pode ter sido favorecida na estação chuvosa, nas duas abordagens empregadas, embora a diferença entre os valores seja pequena. Era esperado que a probabilidade de detecção de *L. pardalis* fosse menor na estação chuvosa, quando há mais recursos disponíveis de forma geral, demandando menor movimentação dos predadores. Sugere-se, portanto, que a menor probabilidade de detecção durante a estação seca seja decorrente, na verdade, da intensificação das atividades de forrageamento em locais afastados das estradas, onde estavam localizadas as armadilhas fotográficas, considerando que locais mais úmidos e fechados poderiam ser

mais favoráveis para a obtenção de presas nesse período do ano. Embora a estação do ano tenha influenciado a probabilidade de detecção de *L. pardalis* na RNV, ressalta-se que as covariáveis temperatura e precipitação isoladamente não tiveram efeito sobre a espécie. Isso pode sugerir que o efeito observado possa ser resultado da interação entre fatores meteorológicos ou climáticos, bem como do efeito destes sobre a disponibilidade de recursos (frutos e sementes, por exemplo) e atividade de presas. Neste sentido, no nordeste do México, foi observado que o mês e o trimestre mais chuvosos apresentaram maior contribuição para a distribuição de *L. pardalis* (Martínez-Caldeiras et al. 2015). Na região de Misiones, comparando diferentes locais, a densidade de *L. pardalis* foi maior em áreas com a maior taxa de precipitação, o que foi atribuído ao fato da produtividade primária influenciar a abundância da espécie (Di Bitetti et al. 2008).

Comparando os resultados obtidos entre as duas temporadas e abordagens, observa-se que a probabilidade de ocupação seguiu padrão semelhante, tendo havido aumento deste parâmetro na segunda temporada, com a maior diferença registrada na abordagem sem presas (1,9 vezes; com presas = 1,6 vezes). Embora parte da diferença entre temporadas possa ser atribuída a elementos da amostragem, a exemplo do tipo de equipamento utilizado, a probabilidade de detecção foi pouco variável no estudo como um todo. Neste sentido, sugere-se que o aumento da probabilidade de ocupação de *L. pardalis* na RNV entre 2005 e 2012-2013 possa ser atribuída também a outros fatores. Assim, apesar de não haver estimativas de abundância e densidade de *L. pardalis* para a região nos períodos amostrados, sugere-se que a variação observada possa indicar que tenha havido aumento populacional da espécie na área de estudo, resultando no aumento da probabilidade de ocupação. Ainda nesse sentido, ressalta-se que a probabilidade de colonização foi relativamente alta na RNV (84,5% na abordagem sem presas e 60,7% na abordagem com

presas), sugerindo a existência de menos locais efetivamente desocupados na segunda temporada.

CONCLUSÃO

Leopardus pardalis foi influenciada pelas características da paisagem, embora cada uma das covariáveis testadas tenha apresentado efeito reduzido sobre os parâmetros ocupação e colonização. A presença de potenciais presas, por sua vez, apresentou maior relevância do que as características da paisagem. Neste sentido, os modelos combinando covariáveis de paisagem e frequência de presas evidenciaram a importância de incluir espécies potencialmente consumidas por *L. pardalis* nas análises de ocupação, resultando no menor número de covariáveis e na redução do número de modelos selecionados. A resposta de *L. pardalis* a corpos d'água foi semelhante ao observado em outras localidades, já áreas urbanas e os diferentes tipos de uso do solo apresentaram efeitos variados, de acordo com diferenças na estrutura da paisagem e contextos ecológicos locais. Ressalta-se ainda que alguns elementos da paisagem podem ter, na verdade, uma influência indireta sobre a espécie, a exemplo de áreas urbanas e agrícolas, as quais podem favorecer a presença de potenciais presas, atraindo os indivíduos para áreas próximas da matriz alterada. Embora *L. pardalis* possa utilizar a matriz alterada em paisagens com elevado grau de fragmentação, a conservação de grandes áreas protegidas, como na região estudada, mostra-se importante por reduzir o uso de áreas com maior interferência antrópica, onde a espécie pode se tornar mais vulnerável a conflitos com humanos.

LITERATURA CITADA

- Alvares, C. A., J. L. Stape, P. C. Sentelhas, J. L. M. Gonçalves, e G. Sparovek. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22(6):711-728.
- Bender, L.C., O. C. Rosas-Rosas, e M. E. Weisenberger. 2017. Seasonal occupancy of sympatric larger carnivores in the Southern San Andres Mountains, South-central New Mexico, USA. *Mammal Research* 62(4):323-329.
- Benedek, A. M., e I. Sîrbu. 2018. Responses of small mammal communities to environment and agriculture in a rural mosaic landscape. *Mammalian Biology* 90:55-65.
- Bianchi, R. C., e S. L. Mendes. 2007. Ocelot (*Leopardus pardalis*) predation on primates in Caratinga Biological Station, southeast Brazil. *American Journal of Primatology* 69:1173-1178.
- Bianchi, R. C., S. L. Mendes, e P. M. Júnior. 2010. Food habits of the ocelot, *Leopardus pardalis*, in two areas in southeast Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 45(3):111-119.
- Bianchi, R. C., R. C. Campos, N. L. Xavier-Filho, N. Olifiers, M. E. Gompper, e G. Mourão. 2014. Intraspecific, interspecific and seasonal differences in the diet of three mid-sized carnivores in a large neotropical wetland. *Acta Theriologica* 59:13-23.
- Boron, V., P. Xofis, A. Link, E. Payan, e J. Tzanopoulos. 2018. Conserving predators across agricultural landscapes in Colombia: habitat use and space partitioning by jaguars, pumas, ocelots and jaguarundis. *Oryx* 1-10.
- Burnham, K. P., e D. R. Anderson. 2004. Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods & Research* 33(2):261-304.

- Cardillo, M., et al. 2005. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science* 309(5738):1239-1241.
- Castillo, E., et al. 2003. Commensal and wild rodents in an urban area of Argentina. *International Biodeterioration e Biodegradation* 52(3):135-141.
- Chiarello, A. G. 1999. Effects of fragmentation the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89:71-82.
- Costa, L. P., et al. 2019. Mamíferos ameaçados de extinção no estado do Espírito Santo. Pp. 315-341 in *Fauna e flora ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo* (C. N. Fraga, M. H. Formigoni e F. G. Chaves, eds). Instituto Nacional da Mata Atlântica. Santa Teresa, Brasil.
- Crooks, K. R., C. L. Burdett, D. M. Theobald, C. Rondinini, e L. Boitani. 2011. Global patterns of fragmentation and connectivity of mammalian carnivore habitat. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 366:2642-2651.
- Cruz, P., M. E. Iezzi, C. de Angelo, D. Varela, M. D. Di Bitetti, e A. Paviolo. 2018. Effects of human impacts on habitat use, activity patterns and ecological relationships among medium and small felids of the Atlantic Forest. *PLoS ONE* 13(8):1-21.
- Di Bitetti, M. S., A. Paviolo, e C. De Angelo. 2006. Density habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270:153-163.
- Di Bitetti, M. S., A. Paviolo, C. D. De Angelo, e Y. E. Di Blanco. 2008. Local and continental correlates of the abundance of a neotropical cat the ocelot (*Leopardus pardalis*). *Journal of Tropical Ecology* 24:189-200.
- ESRI. 2014. ArcGIS for Desktop. Ver. 10.2.2. Environmental System Research Institute, Redlands, EUA.

- Ewers, R. M. e R. K. Didham. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81:117-142.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:487-515.
- FSOSMA e INPE. 2019. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica – Período 2017-2018. Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São Paulo, Brasil. Disponível em: https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2019/05/Atlas-mata-atlantica_17-18.pdf. Acessado em 07 de outubro de 2019.
- Giordano, C., M. C. Lyra-Jorge, R. A. Miotto, e V. R. Pivello. 2018. Food habits of three carnivores in a mosaic landscape of São Paulo, Brazil. *European Journal of Wildlife Research* 64(15):1-5.
- Goulart, F. V. B., N. C. Cáceres, M. E. Graipel, M. A. Tortato, I. R. Ghizoni, e L. G. R. Oliveira-Santos. 2009. Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology* 74(3):182-190.
- Haines, A. M., M. E. Tewes, L. L. Laack, J. S. Horne, e J. H. Young. 2006. A habitat-based population viability analysis for ocelots (*Leopardus pardalis*) in the United States. *Biological Conservation* 132:424-436.
- Hines, J. E. 2006. PRESENCE - Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC, Raleigh, EUA. Disponível em: <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>. Acessado em 06 de novembro 2018.
- ICMBio. 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II – Mamíferos. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade e Ministério do Meio Ambiente. Brasília, Brasil.

- Jesus, R.M., e S.G. Rolim. 2005. Fitossociologia da Mata Atlântica de Tabuleiro. Boletim Técnico SIF 19:1-149.
- Kierulff, M. C. M., L. H. S. Avelar, M. E. S. Ferreira, K. F. Povoá, e R. S. Bernils. 2014. Reserva Natural Vale: história e aspectos físicos. *Ciência & Ambiente* 49:7-40.
- Khorozyan, I., D. Stanton, M. Mohammed, W. Al-Ra'íl, e M. Pittet. 2014. Patterns of co-existence between humans and mammals in Yemen: some species thrive while others are nearly extinct. *Biodiversity and Conservation* 23(8):1995-2013.
- Laack, L. L., M. E. Tewes, A. M. Haines, e J. H. Rappole. 2005. Reproductive life history of ocelots *Leopardus pardalis* in Southern Texas. *Acta Theriologica* 50(4):505-514.
- Lesmeister, D. B., C. K. Nielsen, E. M. Schaubert, e E. C. Hellgren. 2014. Spatial and temporal structure of a mesocarnivore guild in Midwestern North America. *Wildlife Monographs* 191:1-61.
- Mackenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. A. Royle, e C. A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8):2248-2255.
- Mackenzie, D. I., J. D. Nichols, J. E. Hines, M. G. Knutson, e A. B. Franklin. 2003. Estimating site occupancy, colonization and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84(8):2200-2207.
- Mackenzie, D. I., e L. L. Bailey. 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 9(3):300-318.
- Mackenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, L. L. Bailey, e J. E. Hines. 2006. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier Academic Press. Cambridge, Reino Unido.

- Marinho, P. H., D. Bezerra, M. Antongiovanni, C. R. Fonseca, e E. M. Venticinque. 2017. Estimating occupancy of the vulnerable northern tiger cat *Leopardus tigrinus* in Caatinga drylands. *Mammal Research* 63(1):33-42.
- Martínez-Calderas, J. M., O. C. Rosas-Rosas, J. Palacio-Núñez, J. F. Martínez-Montoya, G. Olmos-Oropeza, e L. A. Tarango-Arámbula. 2015. Potential distribution of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in northeastern Mexico. *Therya* 6(3):545-558.
- Massara, R. L., A. M. O. Paschoal, L. L. Bailey, P. F. Doherty Jr, e A. G. Chiarello. 2016. Ecological interactions between ocelots and sympatric mesocarnivores in protected areas of the Atlantic Forest. southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 97(6):1634-1644.
- Massara, R. L., A. M. O. Paschoal, L. L. Bailey, P. F. Doherty Jr, A. Hirsch, e A. G. Chiarello. 2015. Ocelot population status in protected area Brazilian Atlantic Forest. *PLoS ONE* 10(11):1-17.
- Massara, R. L., A. M. O. Paschoal, L. L. Bailey, P. F. Doherty Jr, A. Hirsch, e A. G. Chiarello. 2018a. Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. *Biotropica* 50(1):125-134.
- Massara, R. L., A. M. O. Paschoal, L. L. Bailey, P. F. Doherty Jr, M. F. Barreto, e A. G. Chiarello. 2018b. Effect of humans and pumas on the temporal activity of ocelots in protected areas of Atlantic Forest. *Mammalian Biology* 92:86-93.
- Monterrubio-Rico, T. C., J. F. Charre-Medellin, M. Z. Pérez-Martinez, e E. Mendonza. 2017. Use of remote cameras to evaluate ocelot (*Leopardus pardalis*) population parameters in seasonal tropical dry forests of central-western Mexico. *Mammalia* 8(2):113-123.

- Moreno, R. S., R. W. Kays, e R. Samudio. 2006. Competitive release in diets of ocelot (*Leopardus pardalis*) and puma (*Puma concolor*) after jaguar (*Panthera onca*) decline. *Journal of Mammalogy* 87(4):808-816.
- Morrison, J. C., W. Sechrest, E. Dinerstein, D. S. Wilcove, e J. F. Lamoreux. 2007. Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. *Journal of Mammalogy* 88(6):1363-1380.
- Murray, J. L., e G. L. Gardner. 1997. *Leopardus pardalis*. *American Society of Mammalogists* 548:1-10.
- Nagy-Reis, M. B., J. D. Nichols, A. G. Chiarello, M. C. Ribeiro, e E. Z. F. Setz. 2017. Landscape use and co-occurrence patterns of neotropical spotted cats. *PLoS ONE* 12(1):1-22.
- Naughton- Treves, L., J. L. Mena, A. Treves, N. Alvarez, e V. C. Radeloff. 2002. Wildlife survival beyond park boundaries: the impact of slash-and-burn agriculture and hunting on mammals in Tambopata, Peru. *Conservation Biology* 17(4):1106-1117.
- Oliveira, T. G., L. B. Almeida, e C. B. Campos. 2013. Avaliação do risco de extinção da Jaguatirica *Leopardus pardalis* (Linnaeus. 1758) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 3(1):66-75.
- Paviolo, A., et al. 2015. *Leopardus pardalis*. In: The IUCN Red List of Threatened Species 2015. Disponível em: e.T11509A97212355.https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T11509A50653476.en. Acessado em 8 de outubro 2018.
- R Development Core Team. 2019. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Áustria. Disponível em: www.R-project.org/. Acessado em 03 de fevereiro de 2019.

- Robinson, J.G. 1996. Hunting wildlife in forest patches: an ephemeral resource. Pp.111-132 in *Forest patches in tropical landscapes* (J. Schelhas and R. Greenberg. eds). Island Press. Washington, USA.
- Rocha-Mendes, F., S. B. Mikich, J. Quadros, e W. A. Pedro. 2010. Feeding ecology of carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic forest remnants, southern Brazil. *Biota Neotropica* 10(4):21-30.
- Roemer, G. W., M. E. Gompper, e B. Van Valkenburgh. (2009). The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *BioScience* 59(2):165-173.
- Santos et al. 2019. Prey availability and temporal partitioning modulate felid coexistence in Neotropical forest. *PLoS ONE* 14(3):1-23.
- Silva, M. X., A. Paviolo, L. R. Tambosi, e R. Pardini. 2018. Effectiveness of protected areas for biodiversity conservation: mammal occupancy patterns in the Iguaçú National Park, Brazil. *Journal for Nature Conservation* 41:51-62.
- Srbek-Araujo, A. C., e A. G. Chiarello. 2007. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamento. *Revista Brasileira de Zoologia* 24(3):647-656.
- Srbek-Araujo, A. C., e A. G. Chiarello. 2013. Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 13(2):51-62.
- Tilman, D., R. M. May, C. L. Lehman, e M. A. Nowak. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371:65-66.
- Xavier da Silva, M., A. Paviolo, L.R. Tambosi, e R. Pardini. 2018. Effectiveness of Protected Areas for biodiversity conservation: mammal occupancy patterns in the Iguaçú National Park, Brazil. *Journal for Nature Conservation* 41:51-62.
- Wilkinson, L. 2005. *The Grammar of Graphics*. Springer, New York, USA.

Wolff, N. M., A. C. Ferreguetti, W. M. Tomas, e H. G. Bergallo. 2019. Population density, activity pattern and habitat use of the ocelot *Leopardus pardalis* in an Atlantic Forest protected area, Southeastern Brazil. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 28(1):107–109.