



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO JOÃO DEL-REI  
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS NATURAIS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA



**Estimativas de ocupação e detecção de onças-pardas (*Puma concolor*)  
no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais**

Thayná Silva Batista

São João del-Rei

2023

Thayná Silva Batista

**Estimativas de ocupação e detecção de onças-pardas (*Puma concolor*)  
no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais**

Orientador: Dr. Fernando Cesar Cascelli de Azevedo

Dissertação apresentada ao  
Programa de Pós-Graduação em  
Ecologia da Universidade Federal de  
São João del-Rei, como requisito  
parcial à obtenção do título de  
mestre.

São João del-Rei

2023

Nome: Thayná Silva Batista

Título: Estimativas de ocupação e detecção de onças-pardas (*Puma concolor*) no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de São João del-Rei, como requisito parcial à obtenção do título de mestre.

Aprovado em: 20 de abril de 2023.

Banca examinadora:

Prof. Dr. Fernando Cesar Cascelli de Azevedo (Orientador)  
Universidade Federal de São João del-Rei

Prof. Dr. André Flávio S. F. Rodrigues (Membro interno)  
Universidade Federal de São João del-Rei

Prof. Dr. Adriano Garcia Chiarello (Membro externo)  
Universidade de São Paulo



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO JOÃO DEL-REI  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO Nº 3/2023 - PGE (13.08)

Nº do Protocolo: 23122.015492/2023-51

São João del-Rei-MG, 26 de abril de 2023.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO JOÃO DEL - REI / UFSJ  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA



#### ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO PARA CONCESSÃO DO GRAU DE MESTRE EM ECOLOGIA

Aos 20 dias do mês de abril do ano de dois mil e vinte três, às 14h, na sala 3.14, CDNAT , bloco A (com transmissão remota pelo endereço [meet.google.com/nzp-qfry-sbp](https://meet.google.com/nzp-qfry-sbp) , na plataforma Google Meet) foi instalada a banca examinadora de dissertação de mestrado da discente Thayná Silva Batista. A banca examinadora foi composta pelo professor Dr. Fernando Cesar Cascelli de Azevedo (UFSJ) presidente, pelo professor Dr. Adriano Garcia Ghiarello, examinador externo, pelo professor Dr. André Flávio Soares Ferreira Rodrigues (UFSJ), examinador interno. O professor Dr. Fernando Cesar Cascelli de Azevedo, Presidente da Banca, fez a abertura dos trabalhos e, após apresentar os membros da banca examinadora e esclarecer a tramitação da defesa, solicitou à candidata que iniciasse a apresentação da dissertação, intitulada "Estimativas de ocupação e detecção de onças-pardas (*Puma concolor*) no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais", marcando um tempo de até sessenta minutos para a apresentação. Concluída a exposição, o professor Fernando Cesar Cascelli de Azevedo, presidente, passou a palavra ao examinador externo, Prof. Dr. Adriano Garcia Ghiarello para arguir a candidata, e, em seguida para o examinador interno Prof. Dr. André Flávio Soares Ferreira Rodrigues para que fizesse o mesmo. Concluídos os trabalhos de apresentação e arguição, o resultado da avaliação da banca foi APROVADA sem a necessidade de alterações substanciais na dissertação, conforme as normas vigentes na Universidade Federal de São João del-Rei. A versão final da dissertação deverá ser entregue ao programa no prazo de 30 (trinta) dias, a contar a partir da data da defesa, contendo as modificações sugeridas pela banca examinadora e constante na folha de correção anexa, conforme o artigo 97 da Resolução CONEP Nº 001, de 15 de março de 2023. A candidata não terá o título se não cumprir as exigências acima descritas.

*(Assinado digitalmente em 27/04/2023 20:37)*  
ANDRE FLAVIO SOARES FERREIRA RODRIGUES  
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR  
DCNAT (12.12)  
Matricula: 1677455

*(Assinado digitalmente em 27/04/2023 08:39)*  
FERNANDO CESAR CASCELLI DE AZEVEDO  
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR  
PGE (13.08)  
Matricula: 1804372

*(Assinado digitalmente em 26/04/2023 16:03)*  
ADRIANO GARCIA CHIARELLO  
ASSINANTE EXTERNO  
CPF: 050.088.138-38

*(Assinado digitalmente em 26/04/2023 15:22)*  
THAYNA SILVA BATISTA  
DISCENTE  
Matricula: 2021100360

Para verificar a autenticidade deste documento entre em <https://siga.ufsi.edu.br/public/documentos/index.jsp> informando seu número: 3, ano: 2023, tipo: ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO, data de emissão: 26/04/2023 e o código de verificação: **b67b012288**

Ficha catalográfica elaborada pela Divisão de Biblioteca (DIBIB)  
e Núcleo de Tecnologia da Informação (NTINF) da UFSJ,  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

B333e Batista, Thayná Silva.  
Estimativas de ocupação e detecção de onças-pardas  
(Puma concolor) no Parque Estadual do Rio Doce,  
Minas Gerais / Thayná Silva Batista ; orientador  
Fernando Cesar Cascelli de Azevedo. -- São João del  
Rei, 2023.  
68 p.

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação em  
Ecologia) -- Universidade Federal de São João del  
Rei, 2023.

1. Pumas. 2. Seleção de habitats. 3. Modelos de  
ocupação. 4. Área protegida. 5. Mata Atlântica. I.  
Azevedo, Fernando Cesar Cascelli de, orient. II.  
Título.

**Financiamentos:**



**Apoio e colaborações:**



Universidade Federal  
de São João del-Rei



## **Agradecimentos**

Sou muito grata pela oportunidade de fazer da natureza meu local de trabalho, e de poder contribuir, cada vez mais, com a conservação da biodiversidade. Tenho grande satisfação da jornada que trilhei até aqui. O que antes parecia muito distante e inalcançável hoje se torna realidade: estudar grandes carnívoros, o que para mim é um privilégio indescritível!

Nada disto seria possível sem a bolsa de pesquisa que me foi concedida pela FAPEMIG durante o período de um ano. Agradeço demais por ter sido contemplada, e assim, ter condições de continuar no meio acadêmico fazendo o que tanto gosto. Que muitos outros pesquisadores também tenham essa grande oportunidade.

Agradeço especialmente, ao meu orientador Dr. Fernando Azevedo, por acreditar na minha capacidade para a execução desta pesquisa. Agradeço pela oportunidade que me foi dada de poder estudar as onças-pardas, pela paciência, prontidão em sanar minhas dúvidas e por todos os ensinamentos que me foram passados. Sou grata por me permitir acompanhar algumas campanhas de coleta de dados no PERD, nas quais pude adquirir muito conhecimento de campo, além de poder conhecer um lugar tão magnífico e de natureza exuberante. Agradeço também por compartilhar seus conhecimentos na área de estatística e por ter me proposto este grande desafio, que foi aprender técnicas de modelagem.

Por falar em modelagem, não poderia deixar de agradecer aos professores Dr. Rodrigo Massara e Dr. Mauro Pichorim, que aceitaram minha participação como ouvinte na disciplina “Modelando de indivíduos a comunidades” da UFMG, a qual foi crucial para as análises da minha dissertação. A didática de vocês tornou tudo muito mais claro! Ao Rodrigo Massara, agradeço especialmente, por fornecer um grande apoio e por se colocar à disposição para esclarecer todas as minhas dúvidas referentes aos modelos de ocupação e ao MARK.

Não poderia deixar de agradecer também a Juliana, uma amiga que o mestrado me trouxe. Agradeço por todas as sugestões, por me ensinar os primeiros passos na modelagem e por sempre estar disposta a tirar minhas dúvidas sem quaisquer julgamentos. Agradeço pelo apoio com os programas estatísticos RStudio, MARK e PRESENCE. Sua dedicação e persistência me inspiram!



À UFSJ, agradeço pela estrutura física fornecida para a realização do mestrado. Agradeço a todos os docentes do PGE que me proporcionaram muito aprendizado no decorrer destes dois anos e contribuíram muito para minha formação como pesquisadora. Agradeço especialmente, ao Laboratório de Ecologia de Vertebrados (LEVE) e a todos os amigos que fazem parte deste. Deixo meus agradecimentos também, ao Parque Estadual do Rio Doce, a todos funcionários e mateiros, pela colaboração e auxílio em todos os trabalhos relacionados ao Projeto Carnívoros do Rio Doce.

Gratidão a todos os amigos do PGE! As veteranas Luana e Larissa que me mostraram que o mestrado por mais complicado que possa ser, não é algo impossível. As turmas de 2021 e 2022, especialmente a Santuza, Sarah, Marluce e Elaine, por todos os momentos compartilhados, desde os desafios que enfrentamos até as conquistas que alcançamos. Vocês tornaram todo esse processo muito mais leve e divertido!

Agradeço aos meus pais Maria da Glória e Flávio José por sempre acreditarem no meu potencial. A minha mãe, principalmente, mulher guerreira e batalhadora que me ensinou a importância de lutar pelos meus objetivos, de seguir em frente mesmo nos momentos mais difíceis e por sempre me apoiar em minhas escolhas.

Também sou grata ao meu companheiro Lucas que sempre esteve ao meu lado me ajudando e torcendo para que eu atingisse meus objetivos. Agradeço por compreender minha ausência e também por aguentar todos os meus surtos psicológicos e altos níveis de estresse.

Por fim, agradeço ao Dr. Geraldo Majela do IF Sudeste MG – Campus Barbacena, que mesmo sabendo de todas as dificuldades e limitações para a pesquisa com mamíferos, me apoiou no início da minha trajetória e me incentivou a continuar buscando o conhecimento por meio da realização do mestrado.

## Sumário

<b>1. Introdução</b> .....	17
<b>2. Material e métodos</b> .....	21
2.1 <i>Área de estudo</i> .....	21
2.2 <i>Coleta de dados</i> .....	22
2.3 <i>Análise de dados</i> .....	25
<b>3. Resultados</b> .....	29
<b>4. Discussão</b> .....	32
<b>5. Conclusão</b> .....	41
<b>6. Referências Bibliográficas</b> .....	43
<b>7. Anexos</b> .....	57

## Lista de figuras

- Figura 1.** Localização do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. Delineamento amostral aleatório indicando as localizações dos buffers (círculos em azul) e estações de amostragem nos setores norte (pontos em bege) e sul (pontos em salmão). ..... 23
- Figura 2.** Onça-parda fêmea detectada por armadilhas fotográficas durante a amostragem do período seco, no setor sul do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. Fonte: Projeto Carnívoros do Rio Doce (PCRD), 2016. .... 25
- Figura 3.** Representação da estrutura de modelagem Multi-season incorporada no programa MARK para avaliação da dinâmica populacional das onças-pardas durante o período pesquisado. .... 27
- Figura 4.** Efeito de (a) dias amostrados por ocasião, (b) distância do rio mais próximo (m) e (c) pluviosidade média por ocasião (mm) nas probabilidades de detecção ( $p$ ) (95% CI) de onças-pardas no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. Efeito de (d) distância do rio mais próximo (m) nas probabilidades de ocupação ( $\Psi$ ) (95% CI) da espécie. As estimativas e os CIs de  $\pm 95\%$  são do modelo mais bem ranqueado que incluiu cada covariável de interesse. .... 32

## Lista de tabelas

**Tabela 1.** Covariáveis selecionadas para modelar as probabilidades de ocupação ( $\Psi$ ) e detecção ( $p$ ) de onças-pardas no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. As covariáveis de amostragem (Dias\_oc, Pluv\_oc e Presas\_oc) foram medidas para cada estação amostral em cada ocasião de amostragem, e uma média ponderada foi usada entre todas as 8 ocasiões no campo de valor médio. ....26

**Tabela 2.** Resultado da seleção dos principais modelos gerados para avaliar probabilidades de ocupação ( $\Psi$ ) e detecção ( $p$ ) de onças-pardas no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil, usando dados de armadilhas fotográficas obtidos entre 2016 e 2017, computados pelo MARK. Os parâmetros ( $\Psi$ ) e ( $p$ ) foram modelados em função de covariáveis ambientais e de origem antrópica (detalhes da descrição das covariáveis na tabela 1). O sinal de mais (+) significa um efeito aditivo entre duas ou mais covariáveis testadas. O ponto (.) indica que nenhuma covariável foi incluída na modelagem do parâmetro (apenas o intercepto). AICc = critério de informação de Akaike ajustado para pequenas amostras.  $\Delta$ AICc = diferença do valor de AICc do modelo em relação ao melhor modelo (entre cada modelo e o melhor). AICc Weights = peso de evidência do modelo. ML = Model Likelihood, verossimilhança do modelo. Num.Par. = número de parâmetros.  $-2\log(L)$  = duas vezes a verossimilhança de log negativo. ....30

**Tabela 3.** Pesos cumulativos AICc ( $w_+$ ) e estimativas dos coeficientes ( $\beta$ ) para as covariáveis utilizadas na modelagem das probabilidades de ocupação ( $\Psi$ ) e detecção ( $p$ ) das onças-pardas no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. As estimativas dos efeitos de cada covariável ( $\beta$ ) foram reportadas de acordo com o modelo mais parcimonioso que incluiu a covariável. As covariáveis com  $w_+ \geq 0,50$  são apresentadas em negrito. SE = erro padrão. LCI = intervalo de confiança inferior. UCI = intervalo de confiança superior.....31

## Lista de anexos

**Anexo 1.** Detalhamento do período pesquisado entre abril de 2016 a abril de 2017, no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil, de acordo com cada estação amostral, considerando os períodos seco e chuvoso e a região de amostragem (B1 a B9 = Norte; B10 a B18 = Sul).....57

**Anexo 2.** Matriz de correlação de Spearman entre as covariáveis pré-selecionadas para modelar as probabilidades de ocupação ( $\Psi$ ) e detecção ( $p$ ) de onças-pardas no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. As covariáveis indicadas em negrito foram fortemente correlacionadas ( $r > 0,6$ ) e eliminadas das análises.....59

**Anexo 3.** Matriz de correlação de Spearman entre as covariáveis definidas para a modelagem das probabilidades de ocupação ( $\Psi$ ) e detecção ( $p$ ) de onças-pardas no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil.....60

**Anexo 4.** Resultado da seleção dos modelos gerados pela abordagem Multi-season para avaliar se houve mudança no estado de ocupação das estações amostrais pelas onças-pardas entre os períodos seco e chuvoso. Os parâmetros de ( $\Psi$ ) e ( $p$ ) foram colocados em sua forma mais parametrizada (ver tabela 1 para descrição das covariáveis), enquanto os parâmetros de colonização ( $\gamma$ ) e extinção ( $\varepsilon$ ) foram estimados (modelo 1) ou fixados em 0 (modelo 2). O ponto (.) indica que nenhuma covariável foi incluída na modelagem do parâmetro (apenas o intercepto). AICc = critério de informação de Akaike ajustado para pequenas amostras.  $\Delta$ AICc = diferença do valor de AICc do modelo em relação ao melhor modelo (entre cada modelo e o melhor). AICc Weights = peso de evidência do modelo. ML = Model Likelihood, verossimilhança do modelo. Num.Par. = número de parâmetros.  $-2\log(L)$  = duas vezes a verossimilhança de log negativo.....60

**Anexo 5.** Histórico de detecção utilizado na modelagem de ocupação Single-season para obtenção das estimativas das probabilidades de ocupação ( $\Psi$ ) e detecção ( $p$ ) de onças-pardas no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. O1 a O4 representam as ocasiões de amostragem. G1 representa as estações amostrais pesquisadas durante o período seco. G2 representa as estações amostrais pesquisadas durante o período chuvoso. ....61

**Anexo 6. Continuação do histórico de detecção.** Covariáveis de sítio utilizadas na modelagem de ocupação Single-season para obtenção das estimativas das probabilidades de ocupação ( $\Psi$ ) e detecção ( $p$ ) de onças-pardas no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. As covariáveis Rios, Lagoas, Cidades, Plant\_euc e Ativ\_agr foram medidas considerando a distância Euclidiana (linear em metros) entre a unidade amostral e a covariável de interesse mais próxima. A covariável Presas\_to foi definida pela razão entre o número total de dias em que espécies de presas foram detectadas por cada estação amostral e o total de dias de amostragem.....63

**Anexo 7. Continuação do histórico de detecção.** Covariáveis de amostragem utilizadas na modelagem de ocupação Single-season para obtenção das estimativas das probabilidades de ocupação ( $\Psi$ ) e detecção ( $p$ ) de onças-pardas no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. As covariáveis Dias O1 a Dias O4 representam quantos dias cada estação amostral esteve ativa em cada ocasião. Pluv O1 a Pluv O4 representam a pluviosidade média por ocasião. Presas O1 a Presas O4 representam a razão entre o número de dias em que espécies de presas foram detectadas por cada estação amostral em cada ocasião e o total de dias de amostragem de cada ocasião..... 66

## Resumo

A onça-parda (*Puma concolor*) é um predador de topo com ampla distribuição geográfica, responsável por desempenhar importantes funções ecológicas que auxiliam na dinâmica e integridade dos ecossistemas. As principais ameaças às populações dessa espécie são a perda e fragmentação de *habitats*, decorrentes das alterações antrópicas na paisagem. Embora seja considerada uma espécie generalista, alguns fatores podem influenciar na seleção de *habitats* pela espécie. Assim, objetivamos avaliar a influência das características ambientais e de fatores antrópicos nas probabilidades de ocupação e detecção de onças-pardas no Parque Estadual do Rio Doce (PERD). Para isso, utilizamos dados coletados, por meio de armadilhas fotográficas, no período entre 2016 e 2017. Também utilizamos covariáveis específicas do período de amostragem e dos sítios amostrais para a geração dos modelos de ocupação Single-season. Nosso modelo mais parcimonioso indicou que a ocupação das onças-pardas foi mais bem explicada pela distância de rios, porém nenhuma das covariáveis teve forte influência nas estimativas deste parâmetro. Já a detecção, foi mais bem explicada pelas covariáveis distância de rios, quantidade de dias amostrados por ocasião e pluviosidade por ocasião, mas apenas as duas últimas, apresentaram forte associação com a probabilidade de detecção da espécie. O esforço amostral foi o principal fator associado positivamente com a detecção das onças-pardas, sugerindo que pesquisas de maior duração podem possibilitar a obtenção de maior número de registros da espécie, garantindo assim, melhor desempenho dos modelos. O menor deslocamento das onças-pardas no PERD durante o período de maior pluviosidade pode estar relacionado ao aumento na abundância de presas durante o mesmo período. A ausência de influência da maioria das covariáveis analisadas para a ocupação e detecção das onças-pardas pode refletir a boa qualidade ambiental do PERD. Embora os resultados obtidos neste estudo possam sugerir um cenário positivo para a espécie na Mata Atlântica, a realidade para outros remanescentes deste bioma pode não ser a mesma. Assim, o desenvolvimento de estudos em escala mais precisa e que explorem paisagens sob diferentes níveis de proteção, pode ser necessário para uma melhor compreensão dos fatores responsáveis por mediar o uso do *habitat* pelas onças-pardas.

**Palavras-chave:** pumas, seleção de *habitats*, modelos de ocupação, área protegida, Mata Atlântica.

## **Abstract**

The puma (*Puma concolor*) is a top predator with a wide geographic distribution, responsible for performing important ecological functions that help in the dynamics and integrity of ecosystems. The main threats to populations of this species are the loss and fragmentation of habitats, resulting from anthropic changes in the landscape. Although it is considered a generalist specie, some factors may influence the selection of habitats by the specie. Thus, we aimed to evaluate the influence of environmental characteristics and anthropic factors on the probability of occupancy and detection of puma in the Rio Doce State Park (RDSP). For this, we used data collected through camera traps in the period between 2016 and 2017. We also used specific covariates of the sampling period and sample sites to generate Single-season occupancy models. Our more parsimonious model indicated that puma occupation was better explained by distance from rivers, but none of the covariates had a strong influence on the estimates of this parameter. Detection, on the other hand, was better explained by the covariates distance from rivers, number of days sampled per occasion and rainfall per occasion, but only the last two showed a strong association with the probability of detection of the specie. Sampling effort was the main factor positively associated with the detection of puma, suggesting that longer-term surveys may allow obtaining a greater number of records of the specie, thus ensuring better performance of the models. The lower displacement of puma in the RDSP during the period of higher rainfall may be related to the increase in prey abundance during the same period. The lack of influence of most of the covariates analysed for the occupation and detection of puma may reflect the good environmental quality of the RDSP. Although the results obtained in this study may suggest a positive scenario for the specie in the Atlantic Forest, the reality for other remnants of this biome may not be the same. Thus, the development of studies on a finer scale, which explore landscapes under different levels of protection, may be necessary for a better understanding of the factors responsible for mediating the use of the habitat by the puma.

**Key-Words:** cougars, habitat selection, occupancy models, protected area, Atlantic Forest.



## 1. Introdução

Grandes carnívoros desempenham importantes funções nos ecossistemas onde habitam, contribuindo para a manutenção da estrutura e composição de comunidades biológicas complexas (Estes et al., 2011). Por serem predadores de topo, os efeitos ecológicos exercidos por esses animais podem se propagar em efeito cascata, influenciando nas populações de herbívoros, plantas e até mesmo nas populações de mesocarnívoros, por meio de competição intraguildd (Ripple et al., 2014). Dentre os grandes carnívoros, a onça-parda (*Puma concolor*) é a quarta maior espécie do mundo e a segunda das Américas (Azevedo et al., 2013). É considerada generalista, possuindo uma dieta diversificada que inclui grande variedade de presas, desde mamíferos, répteis e aves (Azevedo et al., 2018; Gheler-Costa et al., 2018). Onças-pardas possuem hábito solitário e comportamento territorialista (Sunquist & Sunquist 2002), mas também podem exibir estratégias sociais adaptativas complexas, como a reciprocidade direta e hierárquica, que possibilitam a tolerância a coespecíficos no mesmo território e o compartilhamento de grandes presas (Elbroch et al., 2017). Com extensa distribuição geográfica, é considerada um dos felinos mais bem adaptados a diferentes tipos de ambientes, podendo ocupar todas as zonas biogeográficas do Novo Mundo, exceto a Tundra Ártica (Culver 2010). É também a espécie com maior ocorrência na região Neotropical (Sunquist & Sunquist 2002). No território brasileiro está presente em todos os biomas (Azevedo et al., 2013).

Embora as onças-pardas apresentem ampla distribuição espacial, existem muitas lacunas sobre o real status de conservação da espécie, devido à escassez de estimativas populacionais confiáveis (Rich et al., 2014). No entanto, a crescente perda e fragmentação de *habitats* pode representar um fator de ameaça para as onças-pardas, devido a suas características intrínsecas, como tamanho corporal, baixa fecundidade, baixas densidades e demanda por grandes áreas de vida (Sunquist & Sunquist 2002). Outros fatores como o declínio populacional de suas presas, os atropelamentos e a retaliação por predação de animais domésticos também constituem uma ameaça para a espécie (Azevedo et al., 2018). Atualmente a onça-parda é classificada como “Menos preocupante” a nível global (IUCN 2015) e no Brasil não recebe nenhuma classificação de ameaça (MMA 2022), embora anteriormente, tenha sido listada como “Vulnerável” (Azevedo et al., 2013). Como consequência das alterações antrópicas na paisagem, poucas áreas naturais ainda possuem capacidade para suportar populações viáveis de onças-pardas a longo prazo, assim como de outros grandes carnívoros (Di Minin et al., 2016; Baker & Leberg 2018; Bogoni et al., 2020). A ocorrência e permanência de onças-pardas nestas

áreas é frequentemente restrita a vegetação natural remanescente, sendo o uso do *habitat* mediado por fatores fisiológicos da espécie, interações intra e inter-específicas, e também pelas interações com o ambiente (Goulart et al., 2009; Massara et al., 2016; Boron et al., 2018).

Onças-pardas tendem a ocupar paisagens com maior complexidade de *habitats*, visto que essas áreas têm a capacidade de abrigar maior diversidade e abundância de presas (Negrões et al., 2010; Santos et al., 2019). Além disso, levando em conta que a estratégia de caça das onças-pardas é baseada na emboscada e perseguição (Sunquist & Sunquist 2002), a maior cobertura vegetal proporciona para a espécie maior sucesso de predação (Laundré & Hernández 2003; Holmes & Laundré 2006). Considerando que a disponibilidade de presas geralmente apresenta variações temporais (Stoner et al., 2018), a espécie pode apresentar alterações em seus padrões de caça e, conseqüentemente, na frequência de uso de um determinado ambiente (Blake & Gese 2016; Smereka et al., 2020). Além dos recursos alimentares, a água também é um importante recurso para o suprimento das necessidades fisiológicas das onças-pardas, porém, estudos demonstraram fraca associação da espécie com corpos d'água (Santos et al., 2019; Sollman et al., 2012). No entanto, em áreas fragmentadas, a proximidade de recursos hídricos representa um fator determinante na seleção de *habitats* pela espécie (Dickson et al., 2005). Isto pode estar relacionado à seleção da mata ciliar para locomoção e para procura de presas, considerando que estas faixas de vegetação costumam ser as últimas em regiões fortemente modificadas pelo homem (De Angelo et al., 2011; Dickson et al., 2013; Boron et al., 2018).

Mesmo que as onças-pardas possuam ampla plasticidade ecológica, ou seja, capacidade de responderem de maneiras distintas a diferentes condições ambientais (West-Eberhard, 1989), estudos têm demonstrado efeitos adversos da perturbação antrópica no comportamento da espécie, com conseqüências diretas na seleção de *habitats* (Wilmers et al., 2013; Smith et al., 2015; Caruso et al., 2016). Dada a amplitude de nicho trófico das onças-pardas, locais próximos a áreas urbanas, pastagens e plantações podem ser ocupados (De Angelo et al., 2011; Sollmann et al., 2012; Boron et al., 2018; Guerisoli et al., 2019). No entanto, nesses ambientes, a dieta da espécie é composta principalmente por presas menores (Bogoni et al., 2020; Magioli & Ferraz 2021). Isso pode influenciar diretamente na aptidão da espécie, que possui grandes exigências energéticas devido ao seu grande tamanho corporal (Williams et al., 2014). Os impactos das atividades antrópicas também podem afetar em vários outros aspectos a ecologia da espécie, como no padrão de atividade (Paviolo et al., 2009; Azevedo et al., 2018) e até mesmo em seu comportamento reprodutivo (Wilmers et al., 2013). Assim, a espécie tende

a apresentar alterações quanto ao uso do *habitat* como forma de reduzir as interações com humanos (Wilmers et al., 2013; Knopff et al., 2014). O medo induzido por humanos está associado ao risco percebido pela espécie, uma vez que os humanos representam uma importante fonte de mortalidade para a mesma (Brown & Kotler 2004; Wilmers et al., 2013). Portanto, ambientes alterados pelo homem tendem a ser evitados e menos utilizadas quando *habitats* de melhor qualidade estão disponíveis. De fato, áreas com níveis mais altos de proteção, como florestas situadas em Unidades de Conservação (UC), têm sido associadas a maior ocupação e abundância da espécie (Paviolo et al., 2009; Baker & Leberg 2018).

Compreender os fatores determinantes na relação espécie-*habitat* continua sendo um grande desafio, dada a dificuldade em se obter dados em amplas escalas espaciais sobre espécies que são elusivas e de difícil detecção, como as onças-pardas (Rich et al., 2014). Muitas vezes, a captura dos indivíduos é impossibilitada devido a restrições de tempo, logística e orçamento (Sollmann et al., 2013). Nesse sentido, o uso de armadilhas fotográficas associado à técnicas de modelagem de ocupação têm sido uma abordagem amplamente utilizada (Massara et al., 2016; Baker & Leberg 2018; Santos et al., 2019; Graves et al., 2021; Pasa et al., 2021; Azevedo et al., 2022). Os modelos de ocupação incluem dois parâmetros: (1) ocupação ( $\Psi$ ) que está diretamente relacionada a presença ou ausência da espécie em um determinado local e (2) detecção ( $p$ ) que está relacionada a presença ou ausência da espécie em um determinado local e em um determinado momento, dado que a espécie ocupe esse local (Mackenzie et al., 2002). A probabilidade de detecção de espécies que ocorrem em baixas densidades é considerada imperfeita (ou seja, menor que 1), pois o fato de os indivíduos não serem detectados em um determinado ambiente, não significa necessariamente que estes estejam ausentes (Mackenzie 2005; Mackenzie et al., 2006). Desse modo, a contabilização da detecção imperfeita assegura maior precisão para as estimativas dos parâmetros de interesse (Guillera-Aroita & Lahoz-Monfort 2012). Por meio de pesquisas repetidas em várias unidades de amostragem (históricos de detecção), os modelos permitem avaliar os efeitos potenciais de diversas variáveis no uso do *habitat* pelas espécies (Mackenzie et al., 2002; Mackenzie et al., 2006).

Embora os avanços nas técnicas de modelagem possibilitem diversas aplicações em estudos com onças-pardas, ainda existem muitas lacunas sobre os fatores que influenciam no uso do *habitat* destas e seus padrões de distribuição espacial. De modo geral, grande parte das informações sobre a seleção de *habitats* por onças-pardas provem de estudos realizados na América do Norte (Laundré & Hernández 2003; Holmes & Laundré 2006; Dickson et al., 2013; Smith et al., 2015; Blake & Gese 2016; Baker & Leberg 2018; Coon et al., 2020; Smereka et

al., 2020). Na região Neotropical, essas informações são relativamente mais escassas (De Angelo et al., 2011; Caruso et al., 2016; Boron et al., 2018). Já no Brasil, a ocupação da espécie começou a ser avaliada apenas recentemente, com um número limitado de pesquisas na região da Amazônia (Negrões et al., 2010; Santos et al., 2019), Cerrado (Sollmann et al., 2012; Paolino et al., 2016) e Caatinga (Astete et al., 2017a; Dias et al., 2019). Em áreas de Mata Atlântica, as poucas informações disponíveis são restritas a região Sul, nos estados de Santa Catarina (Goulart et al., 2009), Paraná (Mazzolli 2010; Da Silva et al., 2018) e Rio Grande do Sul (Graves et al., 2021). Dado que a perda de *habitats* é uma das principais ameaças para as populações de onças-pardas (Azevedo et al., 2013), a falta de informações sobre a ocupação da espécie em áreas de Mata Atlântica é alarmante, principalmente para o estado de Minas Gerais, que vem experimentando um acelerado processo de fragmentação (SOS Mata Atlântica 2022).

A Mata Atlântica, apesar de ser um importante hotspot de biodiversidade, é notoriamente uma das florestas tropicais mais ameaçadas do planeta, restando menos de 12% de sua cobertura florestal original (Metzger et al., 2009; SOS Mata Atlântica 2022). A maior parte dos fragmentos remanescentes desse bioma (83%) são menores que 50 hectares (ha) (Ribeiro et al., 2009). Assim, mesmo que as onças-pardas sejam capazes de lidar com algumas variações ambientais, muitos desses fragmentos provavelmente não possuem os requisitos ecológicos necessários para suportar populações viáveis da espécie (Di Minin et al., 2016; Azevedo et al., 2013). Nesse sentido, o Parque Estadual do Rio Doce (PERD), maior remanescente de Mata Atlântica de MG, constitui um dos últimos refúgios disponíveis para felinos de grande porte, como as onças-pardas. Apesar do PERD ser uma UC de Proteção Integral que abrange uma grande área de mata nativa, este apresenta certo grau de interferência antrópica, especialmente em seu entorno (IEF 2022). A zona de amortecimento do Parque é delimitada por cidades, plantações e pastagens, fatores estes já relatados como tendo uma associação negativa à ocupação de onças-pardas (Caruso et al., 2016; Baker & Leberg 2018; Graves et al., 2021). Desse modo, informações referentes ao uso do ambiente do PERD pelas onças pardas e de quais fatores estão associados com sua ocupação, são imprescindíveis para aumentar a probabilidade de persistência da espécie a longo prazo nesse local. A compreensão desses fatores pode ser útil para o direcionamento de estratégias de conservação para a espécie não apenas no PERD, mas também em outras áreas de sua distribuição na eco-região da Floresta Atlântica (Sollmann et al., 2013; Rich et al., 2014; Di Minin et al., 2016).

Neste estudo, dados de armadilhas fotográficas e modelos de ocupação foram empregados para avaliar a influência das características ambientais e dos fatores antrópicos nas

probabilidades de ocupação e detecção de onças-pardas no PERD. Na modelagem, foram incluídas as principais variáveis que, possivelmente afetariam o uso do *habitat* pela espécie. Esperamos que as onças-pardas apresentem variação em sua seleção de *habitats* como uma resposta à disponibilidade de recursos alimentares e hídricos (Boron et al., 2018; Santos et al., 2019). Desse modo, presumimos que a maior disponibilidade de presas e a proximidade de rios e lagoas influenciariam positivamente tanto nas estimativas de ocupação quanto de detecção da espécie. Ainda, considerando que as probabilidades de detecção podem variar em função de flutuações sazonais, como por exemplo, na disponibilidade de recursos (Stoner et al., 2018), presumimos menor detecção de onças-pardas durante o período de maior pluviosidade. A maior abundância de presas neste período ocasionaria menor deslocamento pela espécie e, conseqüentemente, menor probabilidade de detecção pelas armadilhas fotográficas (Coon et al., 2020). Como carnívoros de maior porte tendem a apresentar maior vulnerabilidade à perturbação humana (Ripple et al., 2014), esperamos que as probabilidades de ocupação e detecção da espécie sejam negativamente influenciadas pela proximidade de cidades, estradas (pavimentadas e não pavimentadas), pastagens, lavouras e plantações de eucalipto (Baker & Leberg 2018; Guerisoli et al., 2019; Graves et al., 2021).

## 2. Material e métodos

### 2.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no Parque Estadual do Rio Doce (PERD) (19°29'30" N; 19°48'48" S; 42°28'30" L; 42°38'37" O), localizado em Minas Gerais, na região do Vale do Aço, abrangendo os municípios de Dionísio, Marliéria e Timóteo. O PERD foi a primeira UC criada no estado, pelo Decreto-Lei 1.119 de 1944 (IEF 2022). Com área de aproximadamente 36.000 ha, o PERD é um dos maiores remanescentes de Mata Atlântica de Minas Gerais, com fitofisionomia de Floresta Estacional Semidecidual (IEF 2022). É considerado também, o terceiro maior complexo lacustre do Brasil, sendo nomeado "sítio Ramsar", dada a sua relevância em termos de recursos hídricos (RAMSAR 2010). O PERD possui 42 lagoas naturais, localizadas principalmente na porção sul, que ocupam 6% (aproximadamente 2.100 ha) de sua área (IEF 2022). É banhado pelo rio Doce na fronteira leste e pelo rio Piracicaba na fronteira noroeste, existem também três ribeirões que atravessam o Parque: Belém, Turvo e Mombaça (IEF 2022). O clima da região segundo a classificação de Köppen é Aw (tropical e

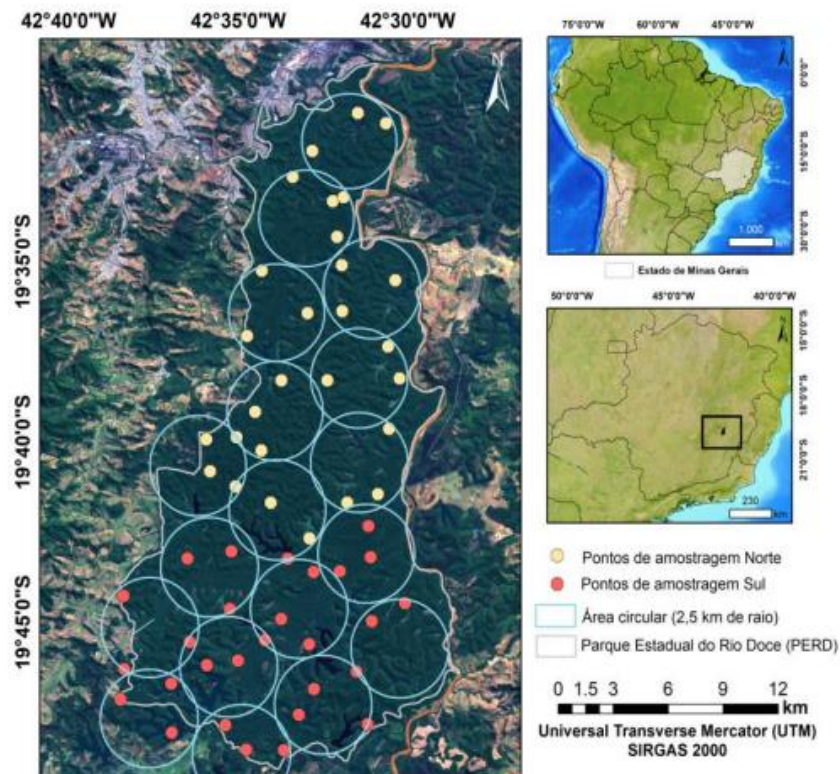
semiúmido), as estações seca (abril a setembro) e chuvosa (outubro a março) são bem definidas, ambas com seis meses de duração (IEF 2022). A pluviosidade média anual para região varia entre 1.250 e 1.500 mm e a temperatura média anual é de 21,8°C (RAMSAR 2010). A zona de amortecimento do Parque abrange nove municípios, sendo 82% de sua área destinada à ocupação humana, extração de madeira (plantações de eucalipto) e atividades agropecuárias (IEF 2022). Por ser uma grande área de floresta protegida, com boa qualidade ambiental, o PERD abriga cerca de 89 espécies de mamíferos, com destaque para espécies de grande porte como a onça-parda (*Puma concolor*), onça-pintada (*Pantera onca*), anta (*Tapirus terrestris*) e tatu-canastra (*Priodontes maximus*) (Keesen et al., 2016). O PERD, portanto, representa uma importante área para a manutenção da biodiversidade na Mata Atlântica (PELD/CNPq 2007).

## 2.2 Coleta de dados

Os dados utilizados no presente estudo foram obtidos por meio do desenho amostral elaborado pelo Projeto Carnívoros do Rio Doce. O projeto, coordenado pelo professor Fernando Cesar Cascelli de Azevedo, da Universidade Federal de São João del-Rei (UFSJ), teve início no ano de 2011, com o objetivo de estimar a abundância e densidade de onças-pintadas no interior do PERD, utilizando armadilhas fotográficas e técnicas de modelagem de captura e recaptura (Azevedo et al., 2022). Para tal propósito, a área do Parque foi dividida em dois setores: norte e sul. Foram estabelecidos de forma sistemática nove buffers de 2,5 km de raio em cada setor, de modo a amostrar a área do Parque como um todo. Para definição do diâmetro dos buffers foi considerada a menor área de vida estimada para onças-pintadas fêmeas (ou seja, 10 km<sup>2</sup>), em um *habitat* de floresta tropical na América Central (Rabinowitz & Nottingham 1986; Azevedo et al., 2022). No interior de cada buffer foram definidas três estações de amostragem aleatórias utilizando o *software* ArcGIS 10.3 (ESRI 2015), resultando em 27 estações de amostragem por setor, totalizando 54 em todo o Parque (Figura 1).

As estações de amostragem foram dispostas a uma distância mínima de 1,5 km entre elas, a fim de minimizar a dependência dos registros. Nenhuma das estações foi situada ao longo de estradas ou trilhas. Foram utilizadas armadilhas fotográficas (Bushnell © Trophy Cam Natureview, Trophy Cam Standard e Trophy Cam Essential - Kansas, EUA) para estabelecer as estações de amostragem. Cada estação amostral foi composta por duas armadilhas fotográficas, fixadas em árvores a uma altura de 40-50 cm do solo, a uma distância de 3 a 4 metros entre elas, dispostas frente a frente. As armadilhas foram programadas para operar no

modo vídeo durante 24 horas/dia, com gravação de vídeos de 10 a 30 segundos e intervalo de 60 segundos entre cada registro. Nenhum tipo de isca ou atrativo foi utilizado.



**Figura 1.** Localização do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. Delineamento amostral aleatório indicando as localizações dos buffers (círculos em azul) e estações de amostragem nos setores norte (pontos em bege) e sul (pontos em salmão).

As estações de amostragem estiveram ativas entre abril de 2016 a abril de 2017, abrangendo duas estações climáticas (seca e chuva). Por questões logísticas, considerando à grande extensão territorial do PERD e a dificuldade de acesso às áreas remotas para instalação das armadilhas fotográficas, os dados não foram coletados concomitantemente nos setores norte e sul do Parque. Durante a estação seca, a amostragem no setor norte foi realizada entre 10/04/2016 - 26/06/2016 e no setor sul entre 12/06/2016 - 22/09/2016. Já durante a estação chuvosa, a amostragem no setor sul foi realizada entre 14/10/2016 - 21/01/2017 e no setor norte entre 11/01/2017 - 17/04/2017 (Anexo 1). O período de amostragem de cada setor, em cada estação climática, engloba desde a data de instalação da primeira estação amostral em campo até a data de remoção da última. Cada estação amostral esteve em operação por no máximo 78 dias na estação seca e 94 dias na estação chuvosa (Anexo 1). A execução da amostragem de curta duração em cada estação climática, em relação ao tempo de vida das onças-pardas, diminui a probabilidade de ocorrerem eventos de colonização ou extinção durante a pesquisa

(Maffei et al., 2011). Desse modo, consideramos a população de onças-pardas como fechada durante cada estação climática.

Para cada estação amostral foram determinadas nove covariáveis específicas dos sítios amostrais, sendo oito destas relacionadas a métricas de distâncias: de rios ou ribeirões (foram considerados os Rios Doce e Piracicaba e também os ribeirões Belém, Turvo e Mombaça), lagoas, estradas (pavimentadas ou não pavimentadas), cidades, plantações de eucalipto, pastagens e lavouras; e uma representada por um índice de disponibilidade de presas. Para determinar a distância Euclidiana em metros entre os pontos de amostragem e cada covariável de interesse, foram utilizadas imagens do satélite Sentinel-2 (resolução espacial de 10 m) de 2016 e os *softwares* ArcGIS 10.5 (ESRI 2016) e SPRING 5.3 (Camara et al., 1996). A disponibilidade de presas em cada estação amostral foi estimada por registros fotográficos, obtidos no mesmo período de amostragem das onças-pardas. Foram consideradas presas potenciais: Veado mateiro (*Mazama americana*), Cateto (*Dicotyles tajacu*), Capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), Tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*), Quati (*Nasua nasua*), Tatu-de-rabo-mole-grande (*Cabassous tatouay*), Tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*), Paca (*Cuniculus paca*), Cutia (*Dasyprocta azarae*), Tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*) e Teiú (*Salvator merianae*) (Azevedo 2008; Martins et al., 2008; Azevedo et al., 2018; Arrais 2019). A disponibilidade de presas total foi definida pela razão entre o número total de dias em que espécies de presas foram detectadas por cada estação amostral e o total de dias de amostragem (Alexander et al., 2016).

Foram definidas também três covariáveis referentes ao período de amostragem: dias amostrados por ocasião, pluviosidade média por ocasião e disponibilidade de presas por ocasião. A covariável de dias amostrados por ocasião, representa quantos dias cada estação amostral esteve ativa em cada ocasião. Esta covariável foi criada para lidar com a heterogeneidade na probabilidade de detecção, pois as estações amostrais não estiveram ativas uma mesma quantidade de dias (ou seja, a probabilidade de detecção não foi constante) (Mackenzie et al., 2002). Para verificar a influência da pluviosidade nas probabilidades de detecção da espécie, foram utilizados dados do Instituto Nacional de Meteorologia, registrados pela estação meteorológica do município de Timóteo (INMET 2018). A estimativa da pluviosidade média foi feita utilizando o índice pluviométrico diário em milímetros, referentes a todos os dias de amostragem. Os valores médios de pluviosidade foram calculados para cada estação amostral e para cada ocasião de amostragem. A disponibilidade de presas por ocasião foi obtida com base na mesma razão utilizada para a geração da covariável disponibilidade de



presas total, mas considerando desta vez, cada ocasião de amostragem separadamente, e não o período total amostrado (Alexander et al., 2016).

### 2.3 Análise de dados

Para construção do histórico de detecção das onças-pardas foram considerados apenas os registros independentes (registros separados no intervalo mínimo de 1 hora) obtidos durante o período de estudo (Figura 2). O período total de amostragem foi dividido em oito ocasiões (ou seja, agrupamento de dias da amostragem) de 30 dias cada. Em cada ocasião foi atribuído o valor 1 quando a espécie foi detectada em uma determinada estação amostral, 0 quando não foi detectada e (.) utilizado para representar observações ausentes, quando a estação de amostragem não estava em operação em uma determinada ocasião. Para a definição do número de ocasiões e duração destas, levamos em consideração o número de registros da espécie e o intervalo de tempo entre cada registro. Como os registros apresentavam um grande espaçamento entre si, utilizamos como estratégia a avaliação do número de ocasiões que maximizasse a detecção (ou seja, quantas vezes o número 1 aparece no histórico de detecção).



**Figura 2.** Onça-parda fêmea detectada por armadilhas fotográficas durante a amostragem do período seco, no setor sul do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. Fonte: Projeto Carnívoros do Rio Doce (PCRD), 2016.

Avaliamos a correlação entre as covariáveis usando o teste de correlação de Spearman no *software* R 3.5.3 (R Core Team 2022), a fim de reduzir a multicolinearidade entre os preditores dos modelos (Burnham & Anderson 2002). A distância de estradas (pavimentadas e

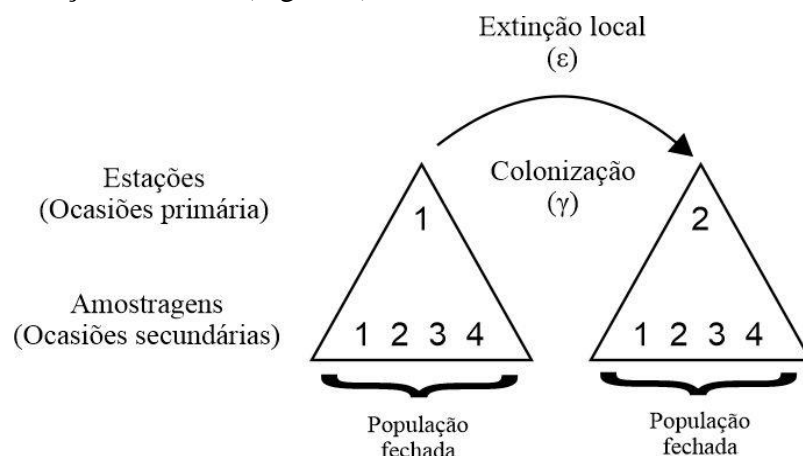
não pavimentadas) apresentou alta correlação ( $r \geq 0,6$ ) (Wang et al., 2019) com a distância de cidades, plantações de eucalipto, pastagens e lavouras. Assim optamos por excluir as covariáveis referentes às estradas (Anexo 2). Como a distância de lavouras e pastagens também foram fortemente correlacionadas ( $r \geq 0,6$ ) (Wang et al., 2019), congregamos estas para gerar uma única covariável denominada: “atividades agrícolas”. Para isto, verificamos qual destas atividades estava mais próxima de cada estação amostral e consideramos assim, apenas uma métrica de distância (Anexo 3). Todas as demais covariáveis foram mantidas (Tabela 1).

**Tabela 1.** Covariáveis selecionadas para modelar as probabilidades de ocupação ( $\Psi$ ) e detecção ( $p$ ) de onças-pardas no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. As covariáveis de amostragem (Dias\_oc, Pluv\_oc e Presas\_oc) foram medidas para cada estação amostral em cada ocasião de amostragem, e uma média ponderada foi usada entre todas as oito ocasiões no campo de valor médio.

Covariáveis	Descrição	Valor médio e intervalo (mín.– máx.)	Parâmetros
<i>Covariáveis de sítio</i>			
Rios	Distância até o rio ou ribeirão mais próximo (m)	2.106,87 (169,71 - 11.948,36)	$\Psi, p$
Lagoas	Distância até a lagoa mais próxima (m)	1.292,38 (0,00 - 3.977,24)	$\Psi, p$
Cidades	Distância até a cidade mais próxima (m)	5.854,38 (347,26 - 11.116,16)	$\Psi, p$
Plant_euc	Distância até a plantação de eucalipto mais próxima (m)	2.918,63 (127,28 - 6.585,39)	$\Psi, p$
Ativ_agr	Distância até a atividade agrícola mais próxima (m)	3.316,98 (212,13 - 8.491,48)	$\Psi, p$
Presas_to	Disponibilidade de presas total	0,28 (0,06 - 0,69)	$\Psi$
Est_s	Período amostrado (seca = 1, chuva = 0)	(0,00 - 1,00)	$p$
<i>Covariáveis de amostragem</i>			
Dias_oc	Dias amostrados por ocasião	17,53 (0,00 - 30,00)	$p$
Pluv_oc	Pluviosidade média por ocasião (mm)	2,51 (0,00 - 23,45)	$p$
Presas_oc	Disponibilidade de presas por ocasião	0,21 (0,00 - 1,00)	$p$

Os modelos de ocupação assumem a suposição de que a detecção da espécie e, portanto, os históricos de detecção de cada unidade amostral, são independentes (Mackenzie 2006). Para avaliar essa suposição realizamos o teste de *goodness of fit* (GOF) incorporado no *software* PRESENCE 2.13.39 (Hines 2006). Esse teste é utilizado para avaliar o ajuste dos modelos, ou seja, quão bem um determinado modelo se ajusta a um conjunto de dados. Quando os resultados indicam falta de ajuste, o (GOF) pode ser fornecer evidências de sobredispersão entre as estações de amostragem (Mackenzie & Bailey 2004). Usando nossa estrutura de modelo global (contendo todas as covariáveis de interesse para os parâmetros de ocupação e detecção), estimamos o parâmetro de sobredispersão  $\hat{c}$ , por meio do método de bootstrap com 10.000 simulações. O resultado do teste indicou ausência de sobredispersão, com valor de  $\hat{c}$  inferior a 1,00 e valor de  $p > 0,05$  (Mackenzie & Bailey 2004), não sendo constatada violação na premissa de independência entre as estações amostrais ( $\chi^2 = 11,44$ ;  $p = 0,89$ ;  $\hat{c} = 0,42$ ).

Outra suposição destes modelos é que o status de ocupação não muda nas unidades de amostragem (ou seja, elas estão ocupadas ou não durante o período pesquisado) (Mackenzie 2006). Então, a fim de verificar se houve violação nesta premissa, avaliamos se houve mudanças no estado de ocupação das estações de amostragem entre os períodos seco e chuvoso. Nesta análise utilizamos o *software* MARK 10.0 (White & Burnham 1999) para criação dos modelos de ocupação dinâmicos (Multi-season) que permitem que os parâmetros de colonização  $\gamma$  e extinção  $\epsilon$  sejam estimados (Mackenzie et al., 2003). As oito ocasiões do histórico de detecção foram divididas em duas estações climáticas (seca e chuva). Cada estação climática foi considerada uma ocasião primária e composta por quatro ocasiões secundárias de 30 dias cada. As ocasiões secundárias representam quantas amostragens foram feitas para cada estação climática (Figura 3).



**Figura 3.** Representação da estrutura de modelagem Multi-season incorporada no programa MARK para avaliação da dinâmica populacional das onças-pardas durante o período pesquisado.

Geramos dois modelos, onde os parâmetros ( $\gamma$ ) e ( $\varepsilon$ ) foram estimados (população aberta) ou fixados em zero (população fechada), enquanto os parâmetros ( $\Psi$ ) e ( $p$ ) foram colocados em sua forma mais parametrizada (contendo todas as covariáveis de interesse) (Nagy-Reis et al., 2017; Massara et al., 2018). Para avaliar qual modelo apresentou maior suporte aos nossos dados, utilizamos o Critério de Informação de Akaike ajustado para amostras pequenas (AICc), recomendado quando a razão entre o número de amostras e o número de parâmetros estimados é pequeno (Burnham & Anderson 2002). Verificamos também, a diferença relativa de AICc entre os modelos ( $\Delta AICc$ ) (Burnham & Anderson 2002). O modelo com maior suporte foi o de população aberta ( $\Delta AICc = 6,35$  para o próximo melhor modelo, que incluiu os parâmetros ( $\gamma$ ) e ( $\varepsilon$ ) fixados em 0) (Anexo 4). Tal resultado indica uma mudança no estado de ocupação das estações amostrais entre os períodos seco e chuvoso.

Como não era objetivo desta pesquisa avaliar a dinâmica populacional das onças-pardas entre as estações climáticas seca e chuvosa e o nosso período amostral era limitado (duas estações), optamos por utilizar modelos de ocupação estática (Single-season) (Mackenzie et al., 2002). Devido ao fato de nossas análises terem sido realizadas em escala de armadilhas fotográficas e nosso objetivo ter sido avaliar o uso do *habitat*, interpretamos a probabilidade de detecção como intensidade de uso das unidades amostrais ocupadas por onças-pardas (Mackenzie & Royle 2005; Massara et al., 2018; Azevedo et al., 2022) e probabilidade de ocupação como a probabilidade de um sítio  $i$  ser ocupado pela espécie (Mackenzie et al., 2002). Nessas circunstâncias a suposição de fechamento populacional dos modelos “Single-season” pode ser relaxada (Mackenzie 2006). Para esta abordagem, ajustamos nosso histórico de detecção para conter uma única estação (“season”), representada por quatro ocasiões de 30 dias cada. Duplicamos os pontos de amostragem e consideramos dois grupos (grupo 1: estações amostradas durante a seca = 1; e grupo 2: estações amostradas durante a chuva = 0) (Anexo 5). A inclusão dessa covariável categórica como estrutura de grupo foi feita para explicar mudanças nas probabilidades de detecção entre as estações seca e chuvosa (Mackenzie et al., 2003)

Para avaliar quais covariáveis influenciaram as probabilidades de ( $\Psi$ ) e ( $p$ ) de onças-pardas, construímos no *software* MARK 10.0 (White & Burnham 1999) um conjunto de modelos pela abordagem Single-season, utilizando a estratégia de todas as combinações possíveis de covariáveis aditivas para ocupação e detecção (Doherty et al., 2012). Devido ao grande número de covariáveis e ao baixo número de registros de onças-pardas, limitamos os modelos a terem seis parâmetros beta ( $\beta$ ) estimados, sendo um intercepto para ( $p$ ), um intercepto para ( $\Psi$ ) e quatro covariáveis ou menos. Desse modo, foi obtido um conjunto balanceado de modelos que permitiu avaliar os pesos cumulativos de Akaike ( $w+$ ) e interpretar

a importância relativa de cada covariável independente do modelo em que esteja inserida (Burnham & Anderson 2002). Variáveis com  $w^+ \geq 0,50$  foram consideradas com forte influência nos parâmetros do modelo (Barbieri & Berger 2004). Para determinar se a influência de uma covariável foi positiva ou negativa, usamos as estimativas dos coeficientes ( $\beta$ ), que foram reportadas considerando o modelo mais parcimonioso em que cada covariável de interesse apareceu. Calculamos também o erro padrão e os intervalos de confiança de 95% para essas estimativas (Burnham & Anderson 2002; Mackenzie 2006).

Por fim, realizamos um procedimento de seleção multimodelo com base no AICc e  $\Delta$ AICc de cada modelo gerado pela estratégia de todas as combinações possíveis, a fim de identificar o modelo mais parcimonioso para nosso conjunto de dados (Burnham & Anderson 2002). Como não houve incerteza na seleção de modelos (ou seja, apenas 1 modelo apresentou  $\Delta$ AICc  $\leq 2$ ), as estimativas de ocupação e detecção foram reportadas com base neste modelo, que foi considerado o de maior suporte, dentre o conjunto de modelos candidatos (Burnham & Anderson 2002; Mackenzie 2006). As probabilidades de ( $\Psi$ ) e ( $p$ ) das onças-pardas foram determinadas usando métodos de estimativa de máxima verossimilhança, incorporados no *software* MARK 10.0 (White & Burnham 1999).

### 3. Resultados

Ao longo do estudo foram obtidos 60 registros independentes de onças-pardas, sendo 21 no setor norte e 39 no setor sul do PERD. O agrupamento do período amostral organizado de acordo com as ocasiões de amostragem resultou em 39 detecções da espécie em todo o PERD (ocupação naïve = 0,72). Durante o período seco, a espécie foi detectada em 22 das 54 estações de amostragem (ocupação naïve = 0,41), já no período chuvoso a espécie foi detectada em 17 das 54 estações de amostragem (ocupação naïve = 0,31). Por meio da abordagem Single-season, utilizando todas as combinações possíveis de covariáveis aditivas para a ( $\Psi$ ) e ( $p$ ) foram gerados 1941 modelos, onde cada uma das covariáveis apareceu 470 vezes. Do conjunto total de modelos candidatos, apenas um apresentou maior suporte ao nosso conjunto de dados ( $\Delta$ AICc = 2.80 para o próximo melhor modelo), sendo considerado o modelo mais parcimonioso (Tabela 2). De acordo com as estimativas desse modelo, a probabilidade de ocupação das onças-pardas no PERD foi  $\Psi = 0,91$  (95% CI = 0,28 - 0,99, SE = 0,13), e a probabilidade de detecção  $p = 0,16$  (95% CI = 0,10 - 0,26, SE = 0,04).

**Tabela 2.** Resultado da seleção dos principais modelos gerados para avaliar probabilidades de ocupação ( $\Psi$ ) e detecção ( $p$ ) de onças-pardas no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil, usando dados de armadilhas fotográficas obtidos entre 2016 e 2017, computados pelo MARK. Os parâmetros ( $\Psi$ ) e ( $p$ ) foram modelados em função de covariáveis ambientais e de origem antrópica (detalhes da descrição das covariáveis na tabela 1). O sinal de mais (+) significa um efeito aditivo entre duas ou mais covariáveis testadas. O ponto (.) indica que nenhuma covariável foi incluída na modelagem do parâmetro (apenas o intercepto). AICc = critério de informação de Akaike ajustado para pequenas amostras.  $\Delta$ AICc = diferença do valor de AICc do modelo em relação ao melhor modelo (entre cada modelo e o melhor). AICc Weights = peso de evidência do modelo. ML = Model Likelihood, verossimilhança do modelo. Num.Par. = número de parâmetros.  $-2\log(L)$  = duas vezes a verossimilhança de log negativo.

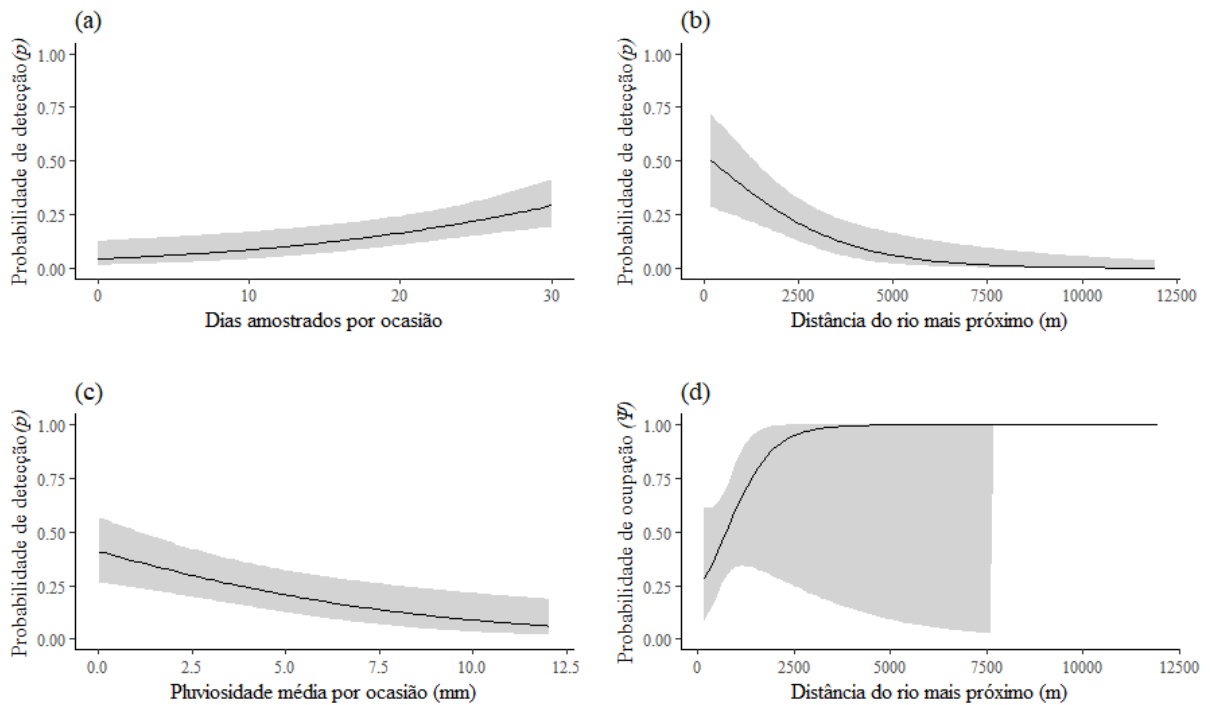
<b>Modelos</b>	<b>AICc</b>	<b><math>\Delta</math> AICc</b>	<b>AICc Weights</b>	<b>ML</b>	<b>Num. Par.</b>	<b>- 2log(L)</b>
$\Psi$ (rios), $p$ (dias_oc + rios + pluv_oc)	266.86	0.00	0.12	1.00	6	254.03
$\Psi$ (rios), $p$ (est_s + dias_oc + rios)	269.66	2.80	0.03	0.25	6	256.83
$\Psi$ (.), $p$ (dias_oc + rios + lagoas + pluv_oc)	269.77	2.91	0.03	0.23	6	256.94
$\Psi$ (.), $p$ (dias_oc + rios + pluv_oc)	269.86	3.00	0.03	0.22	5	259.28
$\Psi$ (lagoas + plant_euc), $p$ (dias_oc + pluv_oc)	269.92	3.06	0.03	0.22	6	257.09
$\Psi$ (lagoas), $p$ (dias_oc + rios + pluv_oc)	269.99	3.13	0.03	0.21	6	257.16
$\Psi$ (plant_euc), $p$ (dias_oc + rios + pluv_oc)	270.46	3.59	0.02	0.17	6	257.62
$\Psi$ (plant_euc), $p$ (dias_oc + pluv_oc)	270.65	3.78	0.02	0.15	5	260.06
$\Psi$ (.), $p$ (dias_oc + pluv_oc)	270.81	3.95	0.02	0.14	4	262.43
$\Psi$ (plant_euc), $p$ (dias_oc + lagoas + pluv_oc)	270.86	4.00	0.02	0.14	6	258.03
$\Psi$ (lagoas), $p$ (dias_oc + pluv_oc)	271.15	4.29	0.01	0.12	5	260.56
$\Psi$ (.), $p$ (est_s + dias_oc + rios + pluv_oc)	271.19	4.33	0.01	0.11	6	258.36
$\Psi$ (rios + lagoas), $p$ (dias_oc + pluv_oc)	271.26	4.40	0.01	0.11	6	258.43
$\Psi$ (ativ_agr), $p$ (dias_oc + rios + pluv_oc)	271.38	4.51	0.01	0.10	6	258.54
$\Psi$ (rios), $p$ (dias_oc + pluv_oc)	271.43	4.57	0.01	0.10	5	260.85
$\Psi$ (.), $p$ (dias_oc + rios + ativ_agr + pluv_oc)	271.54	4.68	0.01	0.10	6	258.71
$\Psi$ (.), $p$ (dias_oc + lagoas + pluv_oc)	271.55	4.69	0.01	0.10	5	260.96
$\Psi$ (rios + plant_euc), $p$ (dias_oc + pluv_oc)	271.65	4.79	0.01	0.09	6	258.82
$\Psi$ (.), $p$ (dias_oc + rios + plant_euc + pluv_oc)	271.67	4.80	0.01	0.09	6	258.84
$\Psi$ (.), $p$ (dias_oc + rios + pluv_oc + presas_oc)	271.79	4.93	0.01	0.09	6	258.96
$\Psi$ (plant_euc + ativ_agr), $p$ (dias_oc + pluv_oc)	271.81	4.95	0.01	0.08	6	258.98

Embora o modelo mais bem ranqueado indique que a probabilidade de ocupação das onças-pardas seja positivamente influenciada pela distância de rios ( $w_+ = 0.28$ ,  $\beta = 1.67 \times 10^{-3}$ ; Figura 4) esta, assim como todas as demais covariáveis utilizadas, não apresentou forte

influência para a ocupação da espécie no PERD (Tabela 3). Quanto a probabilidade de detecção da espécie, essa foi mais bem explicada pela quantidade de dias amostrados por ocasião que apresentou efeito positivo ( $w+ = 0.96$ ,  $\beta = 0.07$ ; Figura 4); pluviosidade ( $w+ = 0.83$ ,  $\beta = -0.19$ ; Figura 4), e distância de rios ( $w+ = 0.40$ ,  $\beta = -5.54 \times 10^{-4}$ ; Figura 4), que apresentaram efeitos negativos. No entanto, apenas a quantidade de dias amostrados e a pluviosidade mostraram forte influência na detecção da espécie no PERD. Todas as demais covariáveis apresentaram fraca associação com a detecção das onças-pardas, não influenciando neste parâmetro (Tabela 3).

**Tabela 3.** Pesos cumulativos AICc ( $w+$ ) e estimativas dos coeficientes ( $\beta$ ) para as covariáveis utilizadas na modelagem das probabilidades de ocupação ( $\Psi$ ) e detecção ( $p$ ) das onças-pardas no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. As estimativas dos efeitos de cada covariável ( $\beta$ ) foram reportadas de acordo com o modelo mais parcimonioso que incluiu a covariável. As covariáveis com  $w+ \geq 0,50$  são apresentadas em negrito. SE = erro padrão. LCI = intervalo de confiança inferior. UCI = intervalo de confiança superior.

Covariáveis	Pesos cumulativos		Parâmetros $\beta$		
	AICc ( $w+$ )	Estimativa	SE	LCI (95%)	UCI (95%)
<i>Ocupação (<math>\Psi</math>)</i>					
Rios	0.28	$1.67 \times 10^{-3}$	$1.11 \times 10^{-3}$	$-4.98 \times 10^{-4}$	$3.85 \times 10^{-3}$
Plant_euc	0.20	$-3.26 \times 10^{-4}$	$1.84 \times 10^{-4}$	$-6.87 \times 10^{-4}$	$3.57 \times 10^{-5}$
Lagoas	0.17	$-4.82 \times 10^{-4}$	$2.98 \times 10^{-4}$	$-1.07 \times 10^{-3}$	$1.01 \times 10^{-4}$
Ativ_agr	0.08	$1.29 \times 10^{-4}$	$1.57 \times 10^{-4}$	$-1.80 \times 10^{-4}$	$4.37 \times 10^{-4}$
Cidades	0.08	$-8.81 \times 10^{-4}$	$5.22 \times 10^{-4}$	$-1.90 \times 10^{-3}$	$1.43 \times 10^{-4}$
Presas_to	0.07	0.74	1.86	-2.92	4.39
<i>Detecção (<math>p</math>)</i>					
Dias_oc	<b>0.96</b>	0.07	0.02	0.03	0.12
Pluv_oc	<b>0.83</b>	-0.19	0.06	-0.32	-0.07
Rios	0.40	$-5.54 \times 10^{-4}$	$1.78 \times 10^{-4}$	$-9.03 \times 10^{-4}$	$-2.05 \times 10^{-4}$
Est_s	0.23	1.18	0.40	0.40	1.96
Lagoas	0.14	$-3.12 \times 10^{-4}$	$2.02 \times 10^{-4}$	$-7.08 \times 10^{-4}$	$8.37 \times 10^{-5}$
Plant_euc	0.10	$-8.74 \times 10^{-5}$	$1.28 \times 10^{-4}$	$-3.39 \times 10^{-4}$	$1.64 \times 10^{-4}$
Presas_oc	0.09	0.57	1.02	-1.42	2.57
Ativ_agr	0.08	$7.81 \times 10^{-5}$	$1.03 \times 10^{-4}$	$-1.25 \times 10^{-4}$	$2.81 \times 10^{-4}$
Cidades	0.07	$8.80 \times 10^{-6}$	$7.52 \times 10^{-5}$	$-1.39 \times 10^{-4}$	$1.56 \times 10^{-4}$



**Figura 4.** Efeito de (a) dias amostrados por ocasião, (b) distância do rio mais próximo (m) e (c) pluviosidade média por ocasião (mm) nas probabilidades de detecção ( $p$ ) (95% CI) de onças-pardas no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. Efeito de (d) distância do rio mais próximo (m) nas probabilidades de ocupação ( $\Psi$ ) (95% CI) da espécie. As estimativas e os CIs de  $\pm 95\%$  são do modelo mais bem ranqueado que incluiu cada covariável de interesse.

#### 4. Discussão

A estimativa de ocupação das onças-pardas para o PERD foi superior a já relatada para outras áreas do Brasil. Em uma pesquisa realizada no Parque Nacional Boqueirão da Onça, de domínio do bioma Caatinga, a espécie apresentou baixa probabilidade de ocupação ( $\psi = 0,23$ ) (Dias et al., 2019). Embora onças-pardas estejam amplamente distribuídas pelo território brasileiro, um estudo recente de modelagem de distribuição demonstrou que a Caatinga é considerada um dos biomas de menor adequabilidade ambiental para a espécie (Gomes-Silva & Leal 2021). Isso, provavelmente, pode justificar a baixa probabilidade de ocupação encontrada por Dias et al. (2019). No entanto, outro estudo realizado no Parque Nacional da Serra da Capivara, de domínio do mesmo bioma, com uma área relativamente maior, registrou maior ocupação ( $\psi = 0,55$  a  $0,98$ ) (Astete et al., 2017a). O Cerrado, embora também seja um bioma semiárido, apresenta maior adequabilidade ambiental para as onças-pardas (Gomes-Silva & Leal 2021). Contudo, um estudo realizado nesse bioma, na Estação Ecológica de Jataí



indicou baixa probabilidade de ocupação da espécie ( $\psi = 0,41$ ) (Paolino et al., 2016). Já para o bioma Amazônico, embora considerado como tendo de média a alta adequabilidade ambiental (Gomes-Silva & Leal 2021), apresentou menor ocupação ( $\psi = 0,38$ ), com base em um estudo desenvolvido na Fazenda Santa Fé e no Parque Estadual do Cantão (Negrões et al., 2010). Dentre todos os biomas brasileiros, a Mata Atlântica é o que apresenta maior adequabilidade para as onças-pardas (Gomes-Silva & Leal 2021). O atual cenário de distribuição da espécie se restringe aos últimos remanescentes de Mata Atlântica localizados principalmente na região Centro-Sul do Brasil (Gomes-Silva & Leal 2021). O Parque Nacional do Iguaçu (PNI), assim como o PERD, constituem alguns dos maiores remanescentes de Mata Atlântica do Brasil. Embora PNI apresente maior extensão territorial (aproximadamente 5 vezes maior que o PERD), a probabilidade de ocupação das onças-pardas neste Parque foi inferior a observada no presente estudo ( $\psi \cong 0,25$ ) (Da Silva et al., 2018). É importante considerar que a variação nas estimativas de ocupação observada para os diferentes biomas do Brasil também pode estar relacionada ao fato de cada área possuir características geográficas e ambientais distintas, além de estarem sujeitas a diferentes níveis de alterações antrópicas na paisagem. Ainda, o emprego de diferentes metodologias, tamanho amostral, estação do ano em que o estudo foi realizado, a parametrização dos modelos utilizados e a análise de diferentes variáveis em escala local podem ser consequências de tal variação. Esses fatores dificultam a comparação das estimativas de probabilidade de ocupação entre diferentes estudos.

Altas probabilidades de ocupação podem ser resultado da baixa quantidade de registros da espécie de interesse (ou seja, da baixa probabilidade de detecção) (Mackenzie et al., 2002). Embora tenhamos um número limitado de registros de onças-pardas, nossa probabilidade de detecção foi ( $p = 0,16$ ), valor ligeiramente superior ao recomendado por Mackenzie et al. (2002) para um bom desempenho dos modelos de ocupação. Neste sentido, acreditamos que não houve viés na estimativa de ocupação encontrada neste estudo. A baixa probabilidade de detecção registrada para as onças-pardas era esperada, visto que apresentam baixas densidades, grandes áreas de vida e altas taxas de locomoção (Sunquist & Sunquist 2002; Hatakeyama 2015; Dias et al., 2019). Ainda, considerando que grandes felinos tendem a apresentar preferência por estradas e trilhas como rotas de viagem, a ausência de estações amostrais ao longo desses locais pode ter contribuído para a baixa probabilidade de detecção encontrada (Harmsen et al., 2010). Optamos por não instalar as armadilhas fotográficas ao longo de estradas e trilhas pois isto limitaria a amostragem de algumas regiões do Parque, como por exemplo no setor sul onde existe apenas uma estrada. A probabilidade de detecção de espécies que ocorrem em baixas

densidades é considerada imperfeita (ou seja, menor que 1), se isto não for considerado durante a modelagem, pode haver a classificação incorreta de locais ocupados como vazios (Mackenzie 2005; Mackenzie et al., 2006). Neste sentido, a contabilização da detecção imperfeita fornece maior precisão para as estimativas de ocupação (Guillera-Arroita & Lahoz-Monfort 2012). Isto pode ser observado pela diferença entre a estimativa de ocupação naïve, que considera a detecção com possíveis falsas ausências ( $\psi$  naïve = 0,72), e a estimativa de ocupação quando considerada a detecção imperfeita ( $\psi$  = 0,91), que apresentou valor superior. Apesar disto, para o conjunto de dados desta pesquisa não foi possível obter, na maioria dos casos, relações evidentes entre a detecção (intensidade de uso) e as covariáveis analisadas. Apenas a quantidade de dias amostrados e a pluviosidade foram responsáveis por influenciar a detecção das onças-pardas no PERD.

Uma pesquisa desenvolvida no período entre 2014 e 2015 por Hatakeyama (2015) no PERD, demonstrou a mesma probabilidade de detecção para onças-pardas que a encontrada no presente estudo ( $p$  = 0,16). No entanto, a ocupação estimada foi bem inferior ( $\psi$  = 0,68). Na pesquisa de Hatakeyama (2015), foram utilizadas menos estações amostrais (32) e estas não estavam distribuídas de forma uniforme por todo o Parque. Além disso, na pesquisa de Hatakeyama (2015) foi constatada violação na premissa de independência entre as estações amostrais. Embora o ajuste de sobredispersão tenha certa capacidade para corrigir algumas violações dos modelos, ainda assim, as estimativas geradas podem ser tendenciosas (Mackenzie & Bailey 2004). Considerando que nosso desenho de amostragem cobriu toda a área do PERD e na nossa análise não houve dependência entre as estações de amostragem, acreditamos que nossa estimativa de ocupação refletiu, de modo mais preciso, a estimativa real de ocupação da espécie no Parque. Assim como já relatado por Hatakeyama (2015) para esta área, nenhuma das covariáveis analisadas teve forte influência na ocupação da espécie. Desse modo, nossos resultados indicam que a presença das onças-pardas no PERD não foi limitada por nenhuma das covariáveis, uma vez que a espécie ocupou grande parte da área do Parque.

A fraca influência dos corpos d'água na seleção de *habitats* pelas onças-pardas no PERD pode ser justificada pela grande disponibilidade hídrica do local, que é banhado pelos rios Doce e Piracicaba, possui 42 lagoas naturais e três ribeirões em seu interior (RAMSAR 2010; IEF 2022). Embora nossos modelos tenham demonstrado fraca influência destas covariáveis, estes apresentaram algumas relações interessantes. Conforme previsto, a distância de rios e lagoas teve uma influência negativa na detecção das onças-pardas, indicando que a espécie tende a utilizar com mais frequência áreas próximas à corpos d'água. No entanto, para a ocupação, a

influência dessas covariáveis apresentou efeitos opostos, sugerindo que a espécie tende a ocupar mais locais próximos a lagoas e mais distantes de rios. Como existem muitas lagoas no PERD e estas estão mais próximas das estações amostrais do que os rios, é provável que as onças-pardas busquem por recursos hídricos nas lagoas, ao invés de se deslocarem uma maior distância até os rios, pois isto demandaria maior gasto energético (Morales et al., 2010). As diferenças que observamos quanto uso do *habitat* em relação à proximidade dos corpos d'água destacam, ainda mais, as complexas decisões de seleção de recursos pelas onças-pardas (Gigliotti et al., 2019).

Embora a associação positiva das onças-pardas com corpos d'água fosse algo presumível, e já relatado por alguns estudos (Santos et al., 2019; Smereka et al., 2020), ainda não está claro o quanto essa variável pode influenciar na seleção de *habitats* pela espécie. Pesquisas em ambientes semiáridos, como as desenvolvidas por Astete et al. (2017b) e Dias et al. (2019) na região da Caatinga, demonstraram que a água foi o principal fator responsável por mediar a seleção de *habitats* por onças-pardas. Para região do Cerrado, Sollman et al. (2012) também demonstraram que a distância dos corpos d'água teve influência na ocupação da espécie, embora de modo mais fraco. Já para regiões com maior disponibilidade hídrica como a Amazônia (Negrões et al., 2010; Santos et al., 2019) e Mata Atlântica (Goulart et al., 2009; Graves et al., 2021) estudos apresentam uma influência ainda mais fraca dos corpos d'água na seleção de *habitats* pela espécie. Desse modo, considerando que a seleção de um recurso tende variar em função de sua disponibilidade na paisagem (Benson et al., 2016), é provável que quanto maior a escassez hídrica no ambiente, mais fortes serão os efeitos observados. Além disso, muitos estudos também atribuem a associação positiva das onças-pardas com corpos d'água a fatores indiretos, como maior disponibilidade de presas em *habitats* ribeirinhos (Boron et al., 2018), além da maior cobertura vegetal, que pode favorecer a captura das presas (Laundré & Hernández 2003; Holmes & Laundré 2006; Burdet et al., 2010) e também o deslocamento da espécie (De Angelo et al., 2011; Dickson et al., 2013).

De acordo com nossas expectativas, a disponibilidade de presas teve um efeito positivo nas probabilidades de ocupação e detecção das onças-pardas. Estudos demonstram que a distribuição espacial de grandes carnívoros é, em última análise, impulsionada pela de suas presas (Carbone & Gittleman 2002). Predadores devem selecionar *habitats* que otimizem o equilíbrio entre gasto de energia e aquisição de recursos (Holmes & Laundré 2006; Balme et al., 2007; Williams et al., 2014). Deste modo, a fraca influência da disponibilidade de presas no uso do *habitat* pelas onças-pardas pode estar relacionada à boa qualidade ambiental do

PERD (Pasa et al., 2021; Azevedo et al., 2022), que por ser uma grande área de mata nativa, tem a capacidade de suportar uma ampla diversidade e abundância de presas (Keesen et al., 2016). Pesquisas conduzidas em outras áreas protegidas também relatam que a disponibilidade de presas não apresenta forte influência na seleção de *habitats* pelas onças-pardas (Santos et al., 2019). Por outro lado, em paisagens com maior grau de alteração, onde a abundância e diversidade de presas tende a ser menor (Bogoni et al., 2020; Magioli & Ferraz 2021), o uso do *habitat* pode ser fortemente associado a disponibilidade de presas (Paviolo et al., 2018; Guerisoli et al., 2019; Boron et al., 2018). Em ambientes mais pobres, é provável que as onças-pardas precisem investir mais tempo e energia na aquisição de recursos alimentares (Morales et al., 2010), o que justificaria maior influência na seleção de *habitats* pela espécie. A eficácia da estratégia de predação das onças-pardas está diretamente associada as características estruturais da vegetação local. Áreas abertas não fornecem cobertura de caça suficiente, pois a espécie precisa se aproximar de 15 a 20 m de suas presas, sem ser percebida, para um ataque bem-sucedido (Laundré & Hernández 2003; Holmes & Laundré 2006). Neste contexto, a vulnerabilidade das presas pode ser um preditor mais importante para a ocupação das onças-pardas do que a disponibilidade (Coon et al., 2020). Isso sugere que a crescente fragmentação dos ambientes pode afetar de várias maneiras o uso do *habitat* e distribuição das onças-pardas, ficando estas restritas a ambientes que ainda têm a capacidade de sustentar populações de presas e que forneçam cobertura de caça suficiente.

Com relação as estimativas para as diferentes estações climáticas, menores probabilidades de detecção foram obtidas para o período chuvoso em comparação com o período seco. Mas nossos resultados indicam que apenas a estação (covariável binária) não foi suficiente para explicar as mudanças na probabilidade de detecção das onças-pardas no PERD, uma vez que esta teve baixo peso cumulativo (Burnham & Anderson 2002). As alterações climáticas que ocorrem entre os períodos seco e chuvoso estão relacionadas principalmente a pluviosidade (Stoner et al., 2018). Assim, a inclusão desta covariável melhorou o ajuste de nossos modelos e nos permitiu observar uma influência forte e negativa na detecção dos espécimes, indicando que quanto maior a pluviosidade menores as probabilidades de detecção. Estes resultados corroboram com nossa expectativa e sugerem que as onças-pardas se deslocam com menos frequência pelo PERD durante o período de maior pluviosidade (ou seja, período chuvoso). Algumas pesquisas desenvolvidas no Parque demonstram que as estações climáticas também podem influenciar nas probabilidades de detecção de outros felinos, como jaguatiricas (*Leopardus pardalis*), que foram mais detectadas durante estação seca e onças-pintadas

(*Panthera onca*), que apresentam padrão oposto (Pasa et al., 2021; Azevedo et al., 2022). Nossos achados são consistentes com os de Coon et al. (2020), que por meio de uma pesquisa realizada na Califórnia, na região da Baía de São Francisco, demonstraram que o *habitat* preferencial das onças-pardas se contrai durante a estação chuvosa, uma vez que a espécie utiliza mais locais durante a estação seca. O estudo de Coon et al. (2020) sugere que tais resultados podem estar relacionados a maior disponibilidade de recursos alimentares na estação chuvosa. Além disso, existem evidências de que o tamanho da área de vida das onças-pardas diminui em resposta ao aumento da produtividade primária e consequentes mudanças na abundância de suas presas herbívoras (Stoner et al., 2018). Desse modo, acreditamos que as onças-pardas, por serem predadores oportunistas, podem se beneficiar do aumento na abundância de presas durante o período chuvoso (Santos et al., 2019). Isto poderia reduzir o deslocamento da espécie para procura de recursos alimentares e, conseqüentemente, sua detecção pelas armadilhas fotográficas.

Onças-pardas geralmente tendem a evitar áreas altamente modificadas e densamente povoadas por seres humanos (Knopff et al., 2014; Angelieri et al., 2016; Caruso et al., 2016; Riley et al., 2021). A evitação de cidades pode ser um efeito direto da má qualidade do *habitat*, devido à baixa cobertura florestal (Angelier et al., 2016), resultado da baixa diversidade de presas nesses ambientes (Magioli & Ferraz 2021), ou ainda, uma estratégia adotada pela espécie para evitar o contato direto com humanos (Wilmers et al., 2013; Knopff et al., 2014). Embora o PERD tenha seu entorno delimitado por áreas destinadas à ocupação humana, não encontramos forte influência da distância das cidades nas probabilidades de ocupação e detecção da espécie. Onças-pardas possuem demanda por grandes áreas de vida e alta capacidade de locomoção (Sunquist & Sunquist 2002). Assim, é provável que a espécie possa utilizar áreas próximas a cidades de modo oportunístico, para o deslocamento entre outros fragmentos de mata nativa próximos ao PERD (Wilmers et al., 2013; Wang et al., 2015). Acreditamos que a fraca influência da covariável de distância de cidades se deva principalmente ao tamanho e densidade populacional dos municípios que se encontram mais próximos ao Parque (Marliéria, Dionísio, Coronel Fabriciano, Ipatinga e Timóteo), que são em sua maioria, de médio porte e ainda em desenvolvimento (IEF 2022). À medida que a densidade da população humana aumenta, a qualidade e permeabilidade dos *habitats* diminuem (Dickson et al., 2013). Assim, as reações das espécies selvagens às atividades de origem antrópica podem ser mais evidentes quando estas são submetidas a níveis mais altos de perturbação no ambiente (Baker & Leberg 2018). Ainda, a fraca influência pode ser resultado da grande distância média

entre as estações amostrais e as cidades, o que possivelmente dificultou a análise do efeito dessa covariável, e levou a baixa precisão das estimativas dos parâmetros de ocupação e detecção. Onças-pardas possuem capacidade moderada de acomodar distúrbios antropogênicos dentro de suas áreas de vida (Knopff et al., 2014; Azevedo et al., 2020). Logo, é importante considerar que à medida que a paisagem se torna cada vez mais urbanizada, a tolerância da espécie tende a diminuir (Burdet et al., 2010; Benson et al., 2016; Riley et al., 2021). Portanto, é provável que a crescente expansão das cidades no entorno do PERD futuramente possa influenciar, de modo mais forte, na seleção de *habitats* pela espécie.

Embora a covariável de distância das plantações de eucalipto não tenha influenciado fortemente nos parâmetros de ocupação e detecção, é importante considerar seu efeito negativo. Ao contrário do esperado, a maior distância das plantações de eucalipto estava associada a menor ocupação e detecção das onças-pardas. As plantações de eucalipto podem ser mais permeáveis à grandes carnívoros do que outras coberturas do solo de origem antropogênica (Lyra-Jorge et al., 2008), servindo como rotas de viagem mais protegidas do que áreas abertas, como pastagens (Massara et al., 2018). Outro estudo desenvolvido no PERD sugere que as jaguatiricas (*Leopardus pardalis*), embora sejam consideradas dependentes de *habitats* com alta cobertura florestal, também podem utilizar essas áreas de modo oportunístico (Pasa et al., 2021). Deste modo, nossos resultados sugerem que esses locais podem ser utilizados pelas onças-pardas como corredores para o deslocamento entre fragmentos de mata nativa próximos ao Parque, o que aumentaria as probabilidades de detecção. A ocupação em locais próximos a plantações de eucalipto pode ser associada ao hábito generalista das onças-pardas, que podem utilizar diversos ambientes e recursos (Azevedo et al., 2013; Timo et al., 2015). Espécies generalistas são mais propensas a usar plantações exóticas, uma vez que podem se beneficiar de ambientes que são temporalmente heterogêneos (Mazzolli 2010; Dotta & Verdade 2011; Teixeira et al., 2020). Ao longo do ciclo de produção do eucalipto o ambiente varia drasticamente, e conseqüentemente, a disponibilidade de recursos também. No primeiro estágio deste ciclo, o ambiente apresenta uma estrutura arbustiva que em seguida, dá lugar a uma floresta mais estruturada verticalmente (Wagner et al., 2006). Ao final deste ciclo, por volta de 6 - 7 anos, essa floresta é totalmente derrubada, gerando uma grande escassez na disponibilidade de refúgios e recursos alimentares (Wagner et al., 2006; Timo et al., 2015). Essa heterogeneidade temporal pode afetar o uso do *habitat* pelas onças-pardas, que são predadores furtivos e dependem além de uma boa base de presas, da cobertura vegetal para maior sucesso de predação (Laundré & Hernández 2003; Holmes & Laundré 2006).

A influência das atividades agrícolas também foi fraca, porém está de acordo com nossa expectativa, que previa um efeito negativo nos parâmetros de ocupação e detecção. Onças-pardas parecem evitar áreas de pastagem e agricultura, assim como já foi demonstrado por outros estudos (De Angelo et al., 2011; Boron et al., 2018; Paviolo et al., 2018). A estrutura vertical da vegetação em tais áreas é pobre, e tende a limitar a abundância e diversidade de espécies de presas potenciais, devido à falta de heterogeneidade de *habitats* (Graves et al., 2021). Ainda, nestes ambientes onças-pardas têm maior dificuldade na captura de suas presas devido à baixa cobertura vegetal (Burdet et al., 2010; Laundré & Hernández 2003; Holmes & Laundré 2006). O efeito das atividades agrícolas foi oposto ao das plantações de eucalipto, deste modo, este tipo de cobertura do solo parece ser mais prejudicial as onças-pardas (Dotta & Verdade 2011). Uma possível explicação é que em plantações de eucalipto as onças-pardas não são percebidas pelos humanos como animais conflituosos, como geralmente são em paisagens agrícolas, onde ocorre a predação oportunística de gado e animais domésticos e, como consequência, a perseguição e erradicação da espécie (Azevedo et al., 2018). Desse modo, as onças-pardas podem estar evitando utilizar ambientes próximos a áreas agrícolas como forma de reduzir as interações com humanos, visto que são uma importante fonte de mortalidade para a mesma (Wilmers et al., 2013; Brown & Kotler 2004). Além disso, considerando que as onças-pardas podem diminuir sua evitação a algumas características antropogênicas à medida que essas se tornam mais prevalentes na paisagem (Knopff et al., 2014), é possível que a espécie esteja utilizando mais locais próximos a plantações de eucalipto, pois esse é um dos principais usos do solo na matriz de entorno do PERD.

Optamos por incluir uma covariável referente ao esforço amostral (dias amostrados por ocasião) na modelagem do parâmetro de detecção, pois acreditamos que as probabilidades de detecção não foram constantes nas estações amostrais. Como nem todas as estações de amostragem estiveram ativas uma mesma quantidade de dias, nossas estimativas de detecção poderiam ser enviesadas pois estaríamos violando uma das premissas dos modelos de ocupação (Mackenzie et al., 2002). Nossos resultados indicam que a quantidade de dias amostrados por ocasião foi o principal fator responsável por afetar as probabilidades de detecção das onças-pardas no PERD. O que não é surpreendente, uma vez que onças-pardas ocorrem em baixas densidades e apresentam altas taxas de locomoção, sendo elusivas e de difícil detecção (Rich et al., 2014). Embora as armadilhas fotográficas sejam uma ferramenta eficiente para coleta de dados espaciais sobre grandes carnívoros (Santos et al., 2019; Azevedo et al., 2022), esta metodologia tem certas limitações (Dias et al., 2019). A estrutura de modelagem descrita por Mackenzie et al. (2002) incorpora técnicas de estimativa baseadas em análises de regressão

logística simultâneas para as probabilidades de ocupação e detecção. Esta abordagem permite a incorporação de dados de observações ausentes (ou seja, quando uma pesquisa não foi realizada em uma determinada estação amostral; no caso das armadilhas fotográficas poderia ser devido a algum problema técnico ou roubo) (Mackenzie et al., 2002; Mackenzie & Bailey 2004). Embora essa abordagem seja um método bastante robusto, é importante considerar que a quantidade de estações amostrais e o número de amostragens realizadas em cada uma destas, podem influenciar na precisão das estimativas dos parâmetros de ocupação e detecção (Mackenzie & Royle 2005). Em síntese, para espécies que possuem baixas probabilidades de detecção, como as onças-pardas, a realização de mais amostragens pode ser mais importante do que a quantidade de estações amostrais (Mackenzie & Royle 2005). Como já mencionado, a baixa probabilidade de detecção pode influenciar nas estimativas de ocupação (Mackenzie et al., 2002). Isto reforça a necessidade de maximizar o esforço amostral para garantir melhor desempenho dos modelos, possibilitando assim, a geração de estimativas realistas das probabilidades de ocupação (Dias et al., 2019).

De modo geral, a ausência de influência da maioria das covariáveis analisadas para a ocupação e detecção das onças-pardas pode refletir a boa qualidade ambiental do PERD, que é um dos maiores e mais preservados remanescentes de Mata Atlântica de Brasil, além de possuir grande disponibilidade hídrica (IEF 2022). Tais resultados ressaltam o comportamento generalista das onças-pardas, sugerindo que mesmo ambientes próximos a cidades e plantações de eucalipto podem ser ocupados, desde que estes disponham dos recursos necessários para atender aos requisitos ecológicos da espécie (Lyra-Jorge et al., 2008; Knopff et al., 2014; Boron et al., 2018; Azevedo et al., 2020). No entanto, estudos em escala mais precisa podem ser necessários para melhor compreensão dos fatores responsáveis por mediar o uso do *habitat* pelas onças-pardas, uma vez que a seleção de *habitats* pode variar entre indivíduos, por exemplo, de acordo com o sexo (Wilmers et al., 2013; Benson et al., 2016) idade, estágio reprodutivo (Smereka et al., 2020) e entre populações da mesma espécie (Coon et al., 2020). Ainda, alguns fatores não considerados neste estudo, como competição intraguilda (Santos et al., 2019), infraestrutura do parque (Baker & Leberg 2018), proximidade de estradas, trilhas e intensidade de uso destas (Dickson et al., 2005), podem influenciar nas probabilidades de ocupação e detecção da espécie no PERD.

Em síntese, muitos autores demonstram que a ocupação das onças-pardas está diretamente relacionada a cobertura vegetal nativa (Burdet et al., 2010; De Angelo et al., 2011; Boron et al., 2018; Paviolo et al., 2018; Azevedo et al., 2020). Na presente pesquisa, não avaliamos a influência desta covariável, pois o PERD apresenta pouca heterogeneidade de



ambientes naturais, sendo formado majoritariamente por florestas contínuas (Pasa et al., 2021; Azevedo et al., 2022). Neste contexto, embora nossa estimativa de ocupação possa refletir um cenário positivo para as onças-pardas na Mata Atlântica, é importante considerar que a maioria dos remanescentes deste bioma apresentam tamanho muito inferior ao PERD (Ribeiro et al., 2009; SOS Mata Atlântica 2022), e poucos destes estão sob algum nível de proteção (MMA 2023). As UCs de Minas Gerais abrangem cerca de 10% da área do bioma e apenas 1% deste total é formado por áreas de Proteção Integral (MMA 2023). Isto é alarmante, pois áreas de uso menos restrito, como UCs de Uso Sustentável fornecem menores garantias de proteção a biodiversidade (Brasil 2000). As onças-pardas, embora consideradas generalistas, podem responder de diferentes maneiras a diferentes níveis de alterações antrópicas na paisagem (Wilmers et al., 2013; Knopff et al., 2014; Boron et al., 2018; Gigliotti et al., 2019; Magioli & Ferraz 2021). Sendo assim, o estabelecimento de uma rede de áreas protegidas mais restritivas, possivelmente beneficiará a conservação da espécie a longo prazo neste bioma (Ferreira et al., 2020). Além disso, como as onças-pardas apresentam ampla distribuição, é esperado que a espécie possa utilizar locais fora dos limites das áreas protegidas (Paolino et al., 2016). Portanto, expandir a conectividade entre essas áreas, por meio da criação de corredores ecológicos, pode ser crucial para a manutenção de populações viáveis da espécie na Mata Atlântica (Castilho et al., 2015).

## 5. Conclusão

Os resultados obtidos nesta pesquisa sugerem que o PERD dispõe de *habitat* florestal estruturalmente adequado para as onças-pardas, podendo ser considerado um importante refúgio para a espécie, com o potencial de funcionar como um local fonte de indivíduos em áreas de Mata Atlântica, no estado de Minas Gerais. As atividades de origem antrópica desenvolvidas no entorno do PERD parecem não limitar a ocupação da espécie. Embora paisagens alteradas possam ser utilizadas pelas onças-pardas de modo oportunístico, para procura de presas ou deslocamento, estas apresentam valor de conservação limitado (Boron et al., 2018; Azevedo et al., 2020). Assim, a expansão desordenada do uso e ocupação do solo no entorno do PERD futuramente pode vir a ser um grande problema (Riley et al., 2021). A eficácia de uma UC está estritamente relacionada a algumas estratégias de gestão, como por exemplo, a definição das zonas de amortecimento (Paolino et al., 2016). É de responsabilidade do órgão gestor estabelecer normas e restrições específicas de uso para o entorno do Parque, com o

propósito de prevenir e mitigar os impactos negativos de ameaças externas, permitindo assim, que os objetivos de conservação estabelecidos no plano de manejo sejam atendidos (Brasil 2000). Neste contexto, estudos que avaliem a ocupação e o deslocamento das onças-pardas na zona de amortecimento do PERD podem ser úteis para o direcionamento de planos efetivos de conservação. Tais estudos também podem contribuir para a remediação dos conflitos entre onças-pardas e humanos no entorno do Parque. Grandes carnívoros como as onças-pardas podem ser particularmente sensíveis à perturbação humana, mesmo dentro de áreas protegidas (Baker & Leberg 2018). Embora o PERD seja considerado uma área de boa qualidade ambiental, este é uma UC que permite a visitação pública. Neste contexto, são necessários estudos que investiguem como os fatores relacionados a atividade turística podem influenciar na seleção de *habitats* pelas onças-pardas. A análise de tais fatores pode fornecer novas informações sobre a ecologia espacial das onças-pardas, além de contribuir para melhorar as políticas de conservação que tem por objetivo garantir a persistência da espécie no PERD.

## 6. Referências Bibliográficas

Alexander, J. S., Shi, K., Tallents, L. A., & Riordan, P. (2016). On the high trail: examining determinants of site use by the Endangered snow leopard *Panthera uncia* in Qilianshan, China. *Oryx*, 50(2), 231–238. <https://doi.org/10.1017/S0030605315001027>.

Angelieri, C. C. S., Adams-Hosking, C., Ferraz, K. M. P. M. B., De Souza, M. P., McAlpine, C. A. (2016). Using Species Distribution Models to Predict Potential Landscape Restoration Effects on Puma Conservation. *Plos One*, 11(1), e0145232. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0145232>.

Arrais, R. C. (2019). *Abundância, densidade, padrões de atividade e ecologia espacial de felinos silvestres no Parque Estadual do Rio Doce – MG*. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Instituto de Ciências Biológicas – UFMG, Belo Horizonte. Disponível em: <https://repositorio.ufmg.br/handle/1843/33929?locale=es>. Acesso em: 06 abr. 2022.

Astete, S., Marinho-Filho, J., Kajin, M., Penido, G., Zimbres, B., Sollmann, R., Jácomo, A. T. A., Tôrres, N. M., & Silveira, L. (2017a). Forced neighbours: Coexistence between jaguars and pumas in a harsh environment. *Journal of Arid Environments*, 146, 27–34. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2017.07.005>.

Astete, S., Marinho-Filho, J., Machado, R. B., Zimbres, B., Jácomo, A. T. A., Sollmann, R., Tôrres, N. M., & Silveira, L. (2017b). Living in extreme environments: modeling habitat suitability for jaguars, pumas, and their prey in a semiarid habitat, *Journal of Mammalogy*, 98(2), 464-474. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyw184>.

Azevedo, F. C. C. (2008). Food Habits and Livestock Depredation of Sympatric Jaguars and Pumas in the Iguacu National Park Area, South Brazil. *Biotropica*, 40(4), 494–500. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00404.x>.

Azevedo, F. C., Lemos, F. G., Almeida, L. B., Campos, C. B., Beisiegel, B. M., Paula, R. C., Crawshaw Junior, P. G., Ferraz, K. M. P. M. B., & Oliveira, T. G. (2013). Avaliação do risco de extinção da Onça-parda *Puma concolor* (Linnaeus, 1771) no Brasil. *Biodiversidade*

*Brasileira*, 3(1), 107-121.

<https://revistaeletronica.icmbio.gov.br/index.php/BioBR/article/view/377>.

Azevedo, F. C., Lemos, F. G., Freitas-Junior, M. C., Rocha, D. G., & Azevedo, F. C. C. (2018). Puma activity patterns and temporal overlap with prey in a human-modified landscape at Southeastern Brazil. *Journal of Zoology*, 305, 246-255. <https://doi.org/10.1111/jzo.12558>.

Azevedo, F. C., Lemos, F. G., Freitas-Junior, M. C., Arrais, R. C., Morato, R. G., & Azevedo, F. C. C. (2020). The importance of forests for an apex predator: spatial ecology and habitat selection by pumas in an agroecosystem. *Animal Conservation*, 24(3), 499-509. <https://doi.org/10.1111/acv.12659>.

Azevedo, F. C. C., Pasa, J. B., Arrais, R. C., Massara, R. L., & Widmer, C. W. (2022). Density and habitat use of one of the last jaguar populations of the Brazilian Atlantic Forest: Is there still hope? *Ecology and Evolution*, 12(1), e8487. <https://doi.org/10.1002/ece3.8487>.

Baker, A. D., & Leberg, P. L. (2018). Impacts of human recreation on carnivores in protected areas. *Plos One*, 13(4), e0195436. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0195436>.

Balme, G., Hunter, L., Slotow, R. (2007). Feeding habitat selection by hunting leopards *Panthera pardus* in a woodland savanna: prey catchability versus abundance. *Animal Behaviour*, 74(3), 589-598. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2006.12.014>.

Barbieri, M. M., & Berger, J. O. (2004). Optimal predictive model selection. *The Annals of Statistics*, 32(3), 870–897. <https://doi.org/10.1214/009053604000000238>.

Benson, J. F., Sikich, J. A., Riley, S. P. D. (2016). Individual and Population Level Resource Selection Patterns of Mountain Lions Preying on Mule Deer along an Urban-Wildland Gradient. *Plos One*, 11(7), e0158006. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0158006>.

Blake, L. W., & Gese, E. M. (2016). Resource selection by cougars: Influence of behavioral state and season. *The Journal of Wildlife Management*, 80(7), 1205-1217. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21123>.

- Bogoni, J. A., Peres, C. A., & Ferraz, K. M. P. M. B. (2020). Effects of mammal defaunation on natural ecosystem services and human well being throughout the entire Neotropical realm. *Ecosystem Services*, 45, 101173. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101173>.
- Boron, V., Xofis, P., Link, A., Payan, E., & Tzanopoulos, J. (2018). Conserving predators across agricultural landscapes in Colombia: habitat use and space partitioning by jaguars, pumas, ocelots and jaguarundis. *Oryx*, 54(4), 554-563. <https://doi.org/10.1017/S0030605318000327>.
- Brasil. *Lei nº 9. 985, de 18 de julho de 2000*. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/19985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm). Acesso em: 10 jan. 2023.
- Brown, J. S., & Kotler, B. P. (2004). Hazardous duty pay and the foraging cost of predation. *Ecology Letters*, 7(10), 999-1014. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00661.x>.
- Burdett, C. L., Crooks, K. R., Theobald, D. M., Wilson, K. R., Boydston, E. E., Lyren, L. M., Fisher, R. N., Vickers, T. W., Morrison, S. A., & Boyce, W. M. (2010). Interfacing models of wildlife habitat and human development to predict the future distribution of puma habitat. *Ecosphere*, 1(1), 01-21. <https://doi.org/10.1890/ES10-00005.1>.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2002). Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretical approach (2. ed). New York: Springer-Verlag, 514 p.
- Camara, G., Souza, R. C. M., Freitas, U. M., Garrido, J., & Mitsuo, I. F. (1996). SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. *Computers & Graphics*, 20(3), 395– 403. [https://doi.org/10.1016/0097-8493\(96\)00008-8](https://doi.org/10.1016/0097-8493(96)00008-8).
- Carbone, C., & Gittleman, J. L. (2002). A Common Rule for the Scaling of Carnivore Density. *Science*, 295(5563), 2273-2276. <https://doi.org/10.1126/science.1067994>.

Caruso, N., Lucherini, M., Fortin, D., & Casanave, E. B. (2016). Species-specific responses of carnivores to human-induced landscape changes in central Argentina. *Plos One*, 11(3), e0150488. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150488>.

Castilho, C. S., Hackbart, V. C. S., Pivello, V. R., & Santos, R. F. (2015). Evaluating Landscape Connectivity for Puma concolor and Panthera onca Among Atlantic Forest Protected Areas. *Environmental Management*, 55, 1377-1389. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0463-7>.

Coon, C. A. C., Mahoney, P. J., Edelblutte, E., McDonald, Z., & Stoner, D. C. (2020). Predictors of puma occupancy indicate prey vulnerability is more important than prey availability in a highly fragmented landscape. *Wildlife Biology*, 2020(1), wlb.00540. <https://doi.org/10.2981/wlb.00540>.

Culver, M. (2010). Lessons and insights from evolution, taxonomy and conservation genetics. p. 27-40. In: Hornocker, M.G. & Sharon, N. (eds.). *Cougar: ecology and conservation*. The University of Chicago Press, 306 p.

Da Silva, M. X., Paviolo, A., Tambosi, L. R., & Pardini, R. (2018). Effectiveness of Protected Areas for biodiversity conservation: Mammal occupancy patterns in the Iguazu National Park, Brazil. *Journal for Nature Conservation*, 41, 51–62. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2017.11.001>.

De Angelo, C., Paviolo, A., & Di Bitetti, M. (2011). Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Upper Paraná Atlantic Forest. *Diversity and Distributions*, 17(3), 422-436. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00746.x>.

Di Minin, E., Slotow, R., Hunter, L.T.B., Pouzols, F. M., Toivonen, T., Verburg, P.H., Williams, N. L., Petracca, L., & Moilanen, A. (2016). Global priorities for national carnivore conservation under land use change. *Scientific Reports*, 6, 23814. <https://doi.org/10.1038/srep23814>.

Dias, D. M., Massara, R. L., De Campos, C. B., & Rodrigues, F. H. G. (2019). Human activities influence the occupancy probability of mammalian carnivores in the Brazilian Caatinga. *Biotropica*, 51(2), 253–265. <https://doi.org/10.1111/btp.12628>.

Dickson, B. G., Jenness, J. S., & Beier, P. (2005). Influence of vegetation, topography, and roads on cougar movement in southern California. *The Journal of Wildlife Management*, 69(1), 264-276.

[https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2005\)069%3C0264:IOVTAR%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2005)069%3C0264:IOVTAR%3E2.0.CO;2).

Dickson, B. G., Roemer, G. W., Mcrae, B. H., & Rundall, J. M. (2013). Models of Regional Habitat Quality and Connectivity for Pumas (*Puma concolor*) in the Southwestern United States. *Plos One*, 9(1), e81898. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0081898>.

Doherty, P. F., White, G. C., & Burnham, K. P. (2012). Comparison of model building and selection strategies. *Journal of Ornithology*, 152(2), 317–323. <https://doi.org/10.1007/s10336-010-0598-5>.

Dotta, G., & Verdade, L. M. (2011). Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of south-eastern Brazil. *Mammalia*, 75(4), 345-352.

<https://doi.org/10.1515/MAMM.2011.049>.

Elbroch, L. M., Levy, M., Lubell, M., Quigley, H., & Caragiulo, A. (2017). Adaptive social strategies in a solitary carnivore. *Science Advances*, 3(10), e1701218.

<https://doi.org/10.1126/sciadv.1701218>.

ESRI. Environmental Systems Research Institute. Arcgis version 10.3. (2015). Environmental System Research Institute, Inc., Redlands, California.

ESRI. Environmental Systems Research Institute. Arcgis version 10.5. (2016). Environmental System Research Institute, Inc., Redlands, California.

Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., Power, M. E., Berger, J., Bond, W. J., Carpenter, S. R., Essington, T. E., Holt, R. D., Jackson, J. B. C., Marquis, R. J., Oksanen, L., Oksanen, T., Paine, R. T., Pikitch, E. K., Ripple, W. J., Sandin, S. A., Scheffer, M., Schoener, T. W.,

Shurin, J. B., Sinclair, A. R. E., Soulé, M. E., Virtanen, R., & Wardle, D. A. (2011). Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science*, 333(6040), 301–306.

<https://doi.org/10.1126/science.1205106>.

Ferreira, G. B., Collen, B., Newbold, T., Oliveira, M. J. R., Pinheiro, M. S., Pinho, F. F., Rowcliffe, M., & Carbone, C. (2020). Strict protected areas are essential for the conservation of larger and threatened mammals in a priority region of the Brazilian Cerrado. *Biological Conservation*, 251, 108762. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108762>.

Gheler-Costa, C., Botero, G. P., Reia, L., Gilli, L. C., Comin, F. H., & Verdade, L. M. (2018). Ecologia trófica de onça-parda (*Puma concolor*) em paisagem agrícola. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, 11(1), 203-225.

<http://dx.doi.org/10.17765/21769168.2018v11n1p203-225>.

Gigliotti, L. C., Matchett, M. R., & Jachowski, D.S. (2019). Mountain lions on the prairie: habitat selection by recolonizing mountain lions at the edge of their range. *Restoration ecology*, 27(5), 1032-1040. <https://doi.org/10.1111/rec.12952>.

Gomes-Silva, F. F., & Leal, E. S. B. (2021). Últimos refúgios da onça-parda (*Puma concolor*) no Brasil: Áreas prioritárias para a conservação sob a perspectiva da modelagem de distribuição geográfica. *Revista de Geografia*, 38(1), 127-140. <https://doi.org/10.51359/2238-6211.2021.246100>.

Goulart, F. V. B., Cáceres, N. C., Graipel, M. E., Tortato, M. A., Guizoni JR, I. R., & Oliveira-Santos, L. G. R. (2009). Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology*, 74(3), 182–190.

<https://doi.org/10.1016/j.mambio.2009.02.006>.

Graves, V., Tirelli, F., Horn, P., Resende, L., Bolze, G., Dutra, J., Fonseca, C., & Pereira, M. J. (2021). Impact of anthropogenic factors on occupancy and abundance of carnivorans in the Austral Atlantic forest. *Journal for Nature Conservation*, 59, 125951.

<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125951>.



Guerisoli, M. M., Caruso, N., Vidal, E. M. L., & Lucherini, M. (2019). Habitat use and activity patterns of *Puma concolor* in a human-dominated landscape of central Argentina. *Journal of Mammalogy*, 100(1), 202-211. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyz005>.

Guillera-Arroita, G., & Lahoz-Monfort, J. J. (2012). Designing studies to detect differences in species occupancy: power analysis under imperfect detection. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(5), 860-869. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00225.x>.

Harmsen, B. J., Foster, R. J., Silver, S., Ostro, L., Doncaster, C. P. (2010). Differential Use of Trails by Forest Mammals and the Implications for Camera-Trap Studies: A Case Study from Belize. *Biotropica*, 42(1), 126-133. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00544.x>.

Hatakeyama, R. (2015). *Ocupação e padrão de atividade de mamíferos de médio e grande porte em um mosaico de Mata Atlântica e plantações de eucalipto*. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Instituto de Ciências Biológicas – UFMG, Belo Horizonte. Disponível em: <https://repositorio.ufmg.br/handle/1843/BUBD-A34GQ5>. Acesso em: 23 jan. 2023.

Hines, J. E. (2006). PRESENCE – *Software to estimate patch occupancy and related parameters*. USGS-PWRC. Disponível em: <https://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>. Acesso em 10 Out. 2022.

Holmes, B. R., & Laundré, J. W. (2006). Use of open, edge and forest areas by pumas *Puma concolor* in winter: are pumas foraging optimally?. *Wildlife Biology*, 12(2), 201-209. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2006\)12\[201:UOOEAF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2006)12[201:UOOEAF]2.0.CO;2).

IEF. Instituto Estadual de Florestas. Parque Estadual do Rio Doce. (2022). Disponível em: <http://www.ief.mg.gov.br/component/content/195?task=view>. Acesso em: 03 out. 2022.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Sistema de Suporte à Decisão na Agropecuária, Balanço Hídrico Sequencial. (2018). Disponível em: <http://sisdagro.inmet.gov.br/sisdagro/app/monitoramento/bhs>. Acesso em: 05 abr. 2022.

- IUCN. International Union for Conservation of Nature. *The IUCN Red List of Threatened Species: Puma concolor*, 2015. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T18868A50663436.en>. Acesso em: 28 set. 2021.
- Keesen, F., Nunes, A. V., & Scoss, L. M. (2016). Updated list of mammals of Rio Doce State Park, Minas Gerais, Brazil. *Boletim do Museu De Biologia Mello Leitão*, 38(2), 139-162. [http://boletim.sambio.org.br/pdf/38\\_2\\_06.pdf](http://boletim.sambio.org.br/pdf/38_2_06.pdf).
- Knopff, A. A., Knopff, K. H., Boyce, M. S., & St. Clair, C. C. (2014). Flexible habitat selection by cougars in response to anthropogenic development. *Biological Conservation*, 178, 136-145. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.017>.
- Laundré, J.W., & Hernández, L. (2003). Winter hunting habitat of pumas *Puma concolor* in northwestern Utah and southern Idaho, USA. *Wildlife Biology*, 9(2), 123-129. <https://doi.org/10.2981/wlb.2003.034>.
- Lyra-Jorge, M. C., Ciocheti, G. & Pivello, V. R. (2008). Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo state, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 17, 1573-1580. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9366-8>.
- Mackenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, J. A., & Langtimm, C. A. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83(8), 2248-2255. [https://doi.org/10.1890/00129658\(2002\)083\[2248:ESORWD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/00129658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2).
- Mackenzie, D. I., Nichols, J. D., Hines, J. E., Knutson, M. G., & Franklin, A. B. (2003). Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology*, 84(8), 2200–2207. <https://doi.org/10.1890/02-3090>.
- Mackenzie, D. I., & Bailey, L. L. (2004). Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 9, 300–318. <https://doi.org/10.1198/108571104X3361>.

Mackenzie, D. I. (2005). What are the issues with presence – absence data for wildlife managers? *The Journal of Wildlife Management*, 69(3), 849-860.

[https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2005\)069\[0849:WATIWP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2005)069[0849:WATIWP]2.0.CO;2).

Mackenzie, D. I., & Royle, J. A. (2005). Designing occupancy studies: General advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology*, 42(6), 1105–1114.

<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01098.x>.

Mackenzie, D. I. (2006). Modeling the probability of resource use: The effect of, and dealing with, detecting a species imperfectly. *Journal of Wildlife Management*, 70(2), 367–374.

[https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2006\)70\[367:MTPORU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2006)70[367:MTPORU]2.0.CO;2).

Mackenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L., Hines, J. J. E. (2006). *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. (1. ed.). Vermont: Elsevier / Academic Press, 324 p.

Maffei, L., Noss, A. J., Silver, S. C., & Kelly, M. J. (2011). Abundance/Density Case Study: Jaguars in the Americas. In: O’Connell, A. F., Nichols, J. D., Karanth, K. U. (eds) *Camera Traps in Animal Ecology: methods and analysis*. Tokyo: Springer, pp. 119–144.

Magioli, M., & Ferraz, K. M. P. M. D. B. (2021). Deforestation leads to prey shrinkage for an apex predator in a biodiversity hotspot. *Mammal Research*, 66, 245–255.

<https://doi.org/10.1007/s13364-021-00556-9>.

Martins, R., Quadros, J., & Mazzolli, M. (2008). Hábito alimentar e interferência antrópica na atividade de marcação territorial do *Puma concolor* e *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) e outros carnívoros na Estação Ecológica de Juréia-Itatins, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25(3), 427-435. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752008000300007>.

Massara, R. L., Paschoal, A. M. O., Bailey, L. L., Doherty Jr, P. F., & Chiarello, A. G. (2016). Ecological interactions between ocelots and sympatric mesocarnivores in protected areas of the Atlantic Forest, southeastern Brazil, *Journal of Mammalogy*, 97(6), 1634–1644.

<https://doi.org/10.1093/jmammal/gyw129>.

Massara, L. R., Paschoal, A. M. D. O., Bailey, L. L., Doherty, F. P., Hirsch, A., & Chiarello, G. A. (2018). Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. *Biotropica*, 50(1), 125–134. <https://doi.org/10.1111/btp.12481>.

Mazzolli, M. (2010). Mosaics of exotic forest plantations and native forests as habitat of pumas. *Environmental Management*, 46(2), 237-253. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9528-9>.

Metzger, J. P., Martensen, A. C., Dixo, M., Bernacci, L. C., Ribeiro, M. C., Teixeira, A. M. G., & Pardini, R. (2009). Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, 142(6), 1166-1177. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.033>.

MMA. Ministério Do Meio Ambiente. Portaria MMA nº 148, de 7 de junho de 2022. (2022). Disponível em: [https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2020/P\\_mma\\_148\\_2022\\_altera\\_anexos\\_P\\_mma\\_443\\_444\\_445\\_2014\\_atualiza\\_especies\\_ameacadas\\_extincao.pdf](https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2020/P_mma_148_2022_altera_anexos_P_mma_443_444_445_2014_atualiza_especies_ameacadas_extincao.pdf).

MMA. Ministério Do Meio Ambiente. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação - CNUC. (2023). Disponível em: <https://cnucc.mma.gov.br/>. Acesso em: 10 jan. 2023.

Morales, J. M., Moorcroft, P. R., Matthiopoulos, J., Frair, J. L., Kie, J. G., Powell, R. A., Merrill, E. H., & Haydon, D. T. (2010). Building the bridge between animal movement and population dynamics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 365(1550), 2289-2301. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0082>.

Nagy-Reis, M. B., Nichols, J. D., Chiarello, A. G., Ribeiro, M. C., & Setz, E. Z. F. (2017). Landscape use and co-occurrence patterns of Neotropical spotted cats. *Plos One*, 12(1), 1–22. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0168441>.

Negrões, N., Sarmiento, P., Cruz, J., Eira, C., Revilla, E., Fonseca, C., Sollmann, R., Torres, N. M., Furtado, M. M., Jácomo, A. T. A., & Silveira, L. (2010). Use of Camera-Trapping to Estimate Puma Density and Influencing Factors in Central Brazil. *The Journal of Wildlife Management*, 74(6), 1195-1203. <https://doi.org/10.1111/j.1937-2817.2010.tb01240.x>.

Paolino, R. M., Versiani, N. F., Pasqualotto, N., Rodrigues, T. F., Krepschi, V. G., & Chiarello, A. G. (2016). Buffer zone use by mammals in a Cerrado protected área. *Biota Neotropica*, 16(2), e20140117. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2014-0117>.

Pasa, J. B., Arrais, R. C., Massara, R. L., Pereira, G., & de Azevedo, F. C. C. (2021). Factors influencing the habitat use by ocelots in one of the last large Atlantic Forest remnants in southeastern Brazil. *Ecology and Evolution*, 11(9), 4631-4643. <https://doi.org/10.1002/ece3.7363>.

Paviolo, A., Di Blanco, Y. E., De Angelo, C. D., & Di Bitetti, M. S. (2009). Protection Affects the Abundance and Activity Patterns of Pumas in the Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, 90(4), 926-934. <https://doi.org/10.1644/08-MAMM-A-128.1>.

Paviolo, A., Cruz, P., Iezzi, M. E., Pardo, J. M., Varela, D., De Angelo, C., Benito, S., Vanderhoeven, E., Palacio, L., Quiroga, V., Arrabal, J. P., Costa, S., & Di Bitetti, M. S. (2018). Barriers, corridors or suitable habitat? Effect of monoculture tree plantations on the habitat use and prey availability for jaguars and pumas in the Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, 430, 576-586. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.029>.

PELD/CNPQ – Site 4. (2007). Mata Atlântica e Sistema Lacustre do Médio Rio Doce. *Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – Sítio No 4*. /75: 358 – 362.

R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 21 jul. 2022.

Rabinowitz, A. R., & Nottingham, B. G. Jr. (1986). Ecology and behavior of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *Journal of Zoology*, 210, 149-159. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1986.tb03627.x>.

RAMSAR Convention. (2010). The List of Wetlands of International Importance. Disponível em: <https://ramsar.org/sites/default/files/documents/library/sitelist.pdf>. Acesso em: 03 out. 2022.

- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., & Hirota, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142(6), 1141–1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.
- Rich, L. N., Kelly, M. J., Sollmann, R., Noss, A. J., Maffei, L., Arispe, R. L., Paviolo, A., De Angelo, C. D., Di Blanco, Y. E., & Di Bitetti, M. S. (2014). Comparing capture-recapture, mark-resight, and spatial mark-resight models for estimating puma densities via camera traps. *Journal of Mammalogy*, 95(2), 382-391. <https://doi.org/10.1644/13-MAMM-A-126>.
- Riley, S. P. D., Sikich, J. A., & Benson, J. F. (2021). Big Cats in the Big City: Spatial Ecology of Mountain Lions in Greater Los Angeles. *Journal of Wildlife Management*, 85(8), 1527-1542. <https://doi.org/10.1002/jwmg.22127>.
- Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M. P., Schmitz, O. J., Smith, D. W., Wallache, A. D., & Wirsing, A. J. (2014). Status and Ecological Effects of the World's Largest Carnivores. *Science*, 343(6167), 1241484. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1241484>.
- Santos, F., Carbone, C., Wearn, O. R., Rowcliffe, J. M., Espinosa, S., Lima, M. G. M., Ahumada, J. A., Gonçalves, A. L. S., Trevelin, L. C., Alvarez-Loayza, P., Spironello, W. R., Jansen, P. A., Juen, L., & Peres, C. A. (2019). Prey availability and temporal partitioning modulate felid coexistence in Neotropical forests. *Plos One*, 14(3), e0213671. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213671>.
- Smereka, C. A., Frame, P. F., Edwards, M. A., Frame, D. D., Slater, O. M., & Derocher, A. E. (2020). Seasonal habitat selection of cougars *Puma concolor* by sex and reproductive state in west-central Alberta, Canada. *Wildlife Biology*, 2020(4), wlb.00735. <https://doi.org/10.2981/wlb.00735>.
- Smith, J. A., Wang, Y., & Wilmers, C. C. (2015). Top carnivores increase their kill rates on prey as a response to human-induced fear. *Biological Sciences*, 282(1802), 20142711. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2711>.

Sollmann, R., Furtado, M. M., Hofer, H., Jácomo, A. T. A., Tôrres, N. M., & Silveira, L. (2012). Using occupancy models to investigate space partitioning between two sympatric large predators, the jaguar and puma in central Brazil. *Mammalian Biology*, 77(1), 41–46. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2011.06.011>.

Sollmann, R., Gardner, B., Parsons, A. W., Stocking J. J., Mcclintock, B. T., Simons, T. R., Pollock, K. H., & O'Connell, A. F. (2013). A spatial mark--resight model augmented with telemetry data. *Ecolog*, 94(3), 553-559. <https://doi.org/10.1890/12-1256.1>.

SOS Mata Atlântica. (2022). Atlas dos remanescentes florestais de Mata Atlântica período 2020-2021. Disponível em: <https://cms.sosma.org.br/wp-content/uploads/2022/05/Sosma-Atlas-2022-1.pdf>. Acesso em: 28 set. 2021.

Stoner, D. C., Sexton, J. O., Choate, D. M., Nagol, J., Bernales, H. H., Sims, S. A., Ironside, K. E., Longshore, K. M., & Edwards Jr, T. C. (2018). Climatically driven changes in primary production propagate through trophic levels. *Global Change Biology*, 24, 4453-4463. <https://doi.org/10.1111/gcb.14364>.

Sunquist, M., & Sunquist, F. (2002). *Wild cats of the world*. (1. ed.). Chicago, IL: University of Chicago Press, 452 p.

Teixeira, D. F., Guillera-Arroita, G., Hilário, R. R., Fonseca, C., & Rosalino, L. M. (2020). Influence of life-history traits on the occurrence of carnivores within exotic Eucalyptus plantations. *Diversity and Distributions*, 26(9), 1071– 1082. <https://doi.org/10.1111/ddi.13114>.

Timo, T. P. C., Lyra-Jorge, M. C., Gheler-Costa, C., & Verdade, L. M. (2015). Effect of the plantation age on the use of *Eucalyptus* stands by medium to large-sized wild mammals in south-eastern Brazil. *iForest*, 8(2), 108-113. <https://doi.org/10.3832/ifor1237-008>.

Wagner, R. G., Little, K. M., Richardson B., & McNabb, K. (2006). The role of vegetation management for enhancing productivity of the world's forests, *Forestry*, 79(1), 57-79. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpi057>.

Wang, Y., Allen, M. L., & Wilmers, C. C. (2015). Mesopredator spatial and temporal responses to large predators and human development in the Santa Cruz Mountains of California.

*Biological Conservation*, 190, 23-33. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.007>.

Wang, B., Rocha, D. G., Abrahams, M. I., Antunes, A. P., Costa, H. C., Gonçalves, A. L. S., & Tan, C. K. W. (2019). Habitat use of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in Brazilian Amazon.

*Ecology and Evolution*, 9(9), 5049–5062. <https://doi.org/10.1002/ece3.5005>.

West-Eberhard, M. J. (1989). Phenotypic Plasticity and the Origins of Diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20, 249-278.

<https://doi.org/10.1146/annurev.es.20.110189.001341>.

White, G. C., & Burnham, K. P. (1999). Program mark: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, 46, 120–139. <https://doi.org/10.1080/00063659909477239>.

Williams, T. M., Wolfe, L., Davis, T., Kendall, T., Richter, B., Wang, Y., Bryce, C., Elkaim, G. H., & Wilmers, C. C. (2014). Instantaneous energetics of puma kills reveal advantage of felid sneak attacks. *Science*, 346(6205), 81-85. <https://doi.org/10.1126/science.1254885>.

Wilmers, C. C., Wang, Y., Nickel, B., Houghtaling, P., Shakeri, Y., Allen, M. L., Kermish-Wells, J., Yovovich, V., & Williams, T. (2013). Scale Dependent Behavioral Responses to Human Development by a Large Predator, the Puma. *Plos One*, 8(4), e60590.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0060590>.



## 7. Anexos

**Anexo 1.** Detalhamento do período pesquisado entre abril de 2016 a abril de 2017, no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil, de acordo com cada estação amostral, considerando os períodos seco e chuvoso e a região de amostragem (B1 a B9 = Norte; B10 a B18 = Sul).

<b>Período</b>	<b>Buffer</b>	<b>Ponto</b>	<b>Região</b>	<b>Instalação</b>	<b>Retirada</b>	<b>Dias de amostragem</b>
Seco	B1	P1	Norte	15/04/2016	23/06/2016	70
Seco	B1	P2	Norte	03/05/2016	15/06/2016	44
Seco	B1	P3	Norte	15/04/2016	23/06/2016	70
Seco	B2	P1	Norte	14/04/2016	20/06/2016	68
Seco	B2	P2	Norte	03/05/2016	15/06/2016	44
Seco	B2	P3	Norte	17/04/2016	20/06/2016	65
Seco	B3	P1	Norte	13/04/2016	14/06/2016	63
Seco	B3	P2	Norte	13/04/2016	16/06/2016	65
Seco	B3	P3	Norte	01/05/2016	15/06/2016	46
Seco	B4	P1	Norte	19/04/2016	22/06/2016	65
Seco	B4	P2	Norte	18/04/2016	22/06/2016	66
Seco	B4	P3	Norte	01/05/2016	15/06/2016	46
Seco	B5	P1	Norte	30/04/2016	16/06/2016	48
Seco	B5	P2	Norte	11/04/2016	13/06/2016	64
Seco	B5	P3	Norte	11/04/2016	13/06/2016	64
Seco	B6	P1	Norte	13/04/2016	13/06/2016	62
Seco	B6	P2	Norte	02/05/2016	16/06/2016	46
Seco	B6	P3	Norte	12/04/2016	14/06/2016	64
Seco	B7	P1	Norte	26/04/2016	24/06/2016	60
Seco	B7	P2	Norte	02/05/2016	16/06/2016	46
Seco	B7	P3	Norte	26/04/2016	24/06/2016	60
Seco	B8	P1	Norte	28/04/2016	21/06/2016	55
Seco	B8	P2	Norte	27/04/2016	16/06/2016	51
Seco	B8	P3	Norte	12/04/2016	14/06/2016	64
Seco	B9	P1	Norte	10/04/2016	13/06/2016	65
Seco	B9	P2	Norte	11/04/2016	13/06/2016	64
Seco	B9	P3	Norte	25/04/2016	26/06/2016	63
Seco	B10	P1	Sul	01/07/2016	25/08/2016	56
Seco	B10	P2	Sul	10/07/2016	28/08/2016	50
Seco	B10	P3	Sul	14/07/2016	28/08/2016	46
Seco	B11	P1	Sul	11/07/2016	25/08/2016	46
Seco	B11	P2	Sul	06/07/2016	25/08/2016	51
Seco	B11	P3	Sul	05/07/2016	29/08/2016	56
Seco	B12	P1	Sul	03/07/2016	29/08/2016	58
Seco	B12	P2	Sul	05/07/2016	29/08/2016	56
Seco	B12	P3	Sul	03/07/2016	29/08/2016	58
Seco	B13	P1	Sul	30/06/2016	31/08/2016	63
Seco	B13	P2	Sul	27/06/2016	28/08/2016	63

Seco	B13	P3	Sul	27/06/2016	27/08/2016	62
Seco	B14	P1	Sul	17/06/2016	25/08/2016	70
Seco	B14	P2	Sul	06/07/2016	25/08/2016	51
Seco	B14	P3	Sul	01/07/2016	25/08/2016	56
Seco	B15	P1	Sul	15/07/2016	27/08/2016	44
Seco	B15	P2	Sul	28/06/2016	27/08/2016	61
Seco	B15	P3	Sul	29/06/2016	27/08/2016	60
Seco	B16	P1	Sul	12/07/2016	27/08/2016	47
Seco	B16	P2	Sul	30/06/2016	27/08/2016	59
Seco	B16	P3	Sul	13/07/2016	26/08/2016	45
Seco	B17	P1	Sul	27/06/2016	28/08/2016	63
Seco	B17	P2	Sul	27/06/2016	26/08/2016	61
Seco	B17	P3	Sul	12/06/2016	28/08/2016	78
Seco	B18	P1	Sul	29/07/2016	22/09/2016	56
Seco	B18	P2	Sul	28/06/2016	27/08/2016	61
Seco	B18	P3	Sul	17/06/2016	29/08/2016	74
Chuvoso	B10	P1	Sul	23/10/2016	10/01/2017	80
Chuvoso	B10	P2	Sul	14/10/2016	08/01/2017	87
Chuvoso	B10	P3	Sul	17/10/2016	08/01/2017	84
Chuvoso	B11	P1	Sul	23/10/2016	31/12/2016	70
Chuvoso	B11	P2	Sul	23/10/2016	31/12/2016	70
Chuvoso	B11	P3	Sul	21/10/2016	06/01/2017	78
Chuvoso	B12	P1	Sul	21/10/2016	06/01/2017	78
Chuvoso	B12	P2	Sul	21/10/2016	06/01/2017	78
Chuvoso	B12	P3	Sul	21/10/2016	06/01/2017	78
Chuvoso	B13	P1	Sul	18/10/2016	07/01/2017	82
Chuvoso	B13	P2	Sul	17/10/2016	05/01/2017	81
Chuvoso	B13	P3	Sul	16/10/2016	07/01/2017	84
Chuvoso	B14	P1	Sul	18/10/2016	07/01/2017	82
Chuvoso	B14	P2	Sul	23/10/2016	10/01/2017	80
Chuvoso	B14	P3	Sul	23/10/2016	31/12/2016	70
Chuvoso	B15	P1	Sul	16/10/2016	05/01/2017	82
Chuvoso	B15	P2	Sul	16/10/2016	05/01/2017	82
Chuvoso	B15	P3	Sul	16/10/2016	05/01/2017	82
Chuvoso	B16	P1	Sul	20/10/2016	21/01/2017	94
Chuvoso	B16	P2	Sul	19/10/2016	10/01/2017	84
Chuvoso	B16	P3	Sul	20/10/2016	20/12/2016	62
Chuvoso	B17	P1	Sul	16/10/2016	05/01/2017	82
Chuvoso	B17	P2	Sul	16/10/2016	07/01/2017	84
Chuvoso	B17	P3	Sul	18/10/2016	07/01/2017	82
Chuvoso	B18	P1	Sul	16/10/2016	05/01/2017	82
Chuvoso	B18	P2	Sul	16/10/2016	05/01/2017	82
Chuvoso	B18	P3	Sul	18/10/2016	07/01/2017	82
Chuvoso	B1	P1	Norte	24/01/2017	17/04/2017	84
Chuvoso	B1	P2	Norte	18/01/2017	11/04/2017	84
Chuvoso	B1	P3	Norte	24/01/2017	17/04/2017	84
Chuvoso	B2	P1	Norte	23/01/2017	14/04/2017	82
Chuvoso	B2	P2	Norte	18/01/2017	11/04/2017	84
Chuvoso	B2	P3	Norte	23/01/2017	14/04/2017	82
Chuvoso	B3	P1	Norte	15/01/2017	15/04/2017	91



**Anexo 3.** Matriz de correlação de Spearman entre as covariáveis definidas para a modelagem das probabilidades de ocupação ( $\Psi$ ) e detecção ( $p$ ) de onças-pardas no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil.

	Rios	Lagoas	Cidades	Plant_euc	Ativ_agr	Pluv_med	Presas_to
Rios	-	-0.171	0.055	0.222	0.101	-0.006	-0.124
Lagoas		-	-0.299	-0.206	-0.512	-0.474	-0.143
Cidades			-	0.282	0.599	0.438	0.329
Plant_euc				-	0.175	-0.049	0.023
Ativ_agr					-	0.338	0.282
Pluv_med						-	0.185
Presas_to							-

**Anexo 4.** Resultado da seleção dos modelos gerados pela abordagem Multi-season para avaliar se houve mudança no estado de ocupação das estações amostrais pelas onças-pardas entre os períodos seco e chuvoso. Os parâmetros de ( $\Psi$ ) e ( $p$ ) foram colocados em sua forma mais parametrizada (ver tabela 1 para descrição das covariáveis), enquanto os parâmetros de colonização ( $\gamma$ ) e extinção ( $\varepsilon$ ) foram estimados (modelo 1) ou fixados em 0 (modelo 2). O ponto (.) indica que nenhuma covariável foi incluída na modelagem do parâmetro (apenas o intercepto). AICc = critério de informação de Akaike ajustado para pequenas amostras.  $\Delta$ AICc = diferença do valor de AICc do modelo em relação ao melhor modelo (entre cada modelo e o melhor). AICc Weights = peso de evidência do modelo. ML = Model Likelihood, verossimilhança do modelo. Num.Par. = número de parâmetros.  $-2\log(L)$  = duas vezes a verossimilhança de log negativo.

<b>Modelos</b>	<b>AICc</b>	$\Delta$ <b>AICc</b>	<b>AICc</b> <b>Weights</b>	<b>ML</b>	<b>Num.</b> <b>Par</b>	<b>-2log(L)</b>
$\Psi$ (global), $\varepsilon$ (.), $\gamma$ (.), $p$ (global)	275.196	0.00	0.96	1.00	18	231.51
$\Psi$ (global), $\varepsilon$ (0), $\gamma$ (0), $p$ (global)	281.544	6.35	0.04	0.04	16	243.57

**Anexo 5.** Histórico de detecção utilizado na modelagem de ocupação Single-season para obtenção das estimativas das probabilidades de ocupação ( $\Psi$ ) e detecção ( $p$ ) de onças-pardas no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. O1 a O4 representam as ocasiões de amostragem. G1 representa as estações amostrais pesquisadas durante o período seco. G2 representa as estações amostrais pesquisadas durante o período chuvoso.

Estações	Ocasões de amostragem				G 1	G 2
	O1	O2	O3	O4		
/*B1P1Norte*/	1	0	0	.	1.00	0.00
/*B1P2Norte*/	0	1	0	.	1.00	0.00
/*B1P3Norte*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B2P1Norte*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B2P2Norte*/	0	1	1	.	1.00	0.00
/*B2P3Norte*/	1	1	0	.	1.00	0.00
/*B3P1Norte*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B3P2Norte*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B3P3Norte*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B4P1Norte*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B4P2Norte*/	0	0	1	.	1.00	0.00
/*B4P3Norte*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B5P1Norte*/	0	1	0	.	1.00	0.00
/*B5P2Norte*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B5P3Norte*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B6P1Norte*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B6P2Norte*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B6P3Norte*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B7P1Norte*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B7P2Norte*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B7P3Norte*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B8P1Norte*/	0	1	0	.	1.00	0.00
/*B8P2Norte*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B8P3Norte*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B9P1Norte*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B9P2Norte*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B9P3Norte*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B10P1Sul*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B10P2Sul*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B10P3Sul*/	.	0	1	.	1.00	0.00
/*B11P1Sul*/	0	1	0	.	1.00	0.00
/*B11P2Sul*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B11P3Sul*/	0	0	1	.	1.00	0.00
/*B12P1Sul*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B12P2Sul*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B12P3Sul*/	1	1	0	.	1.00	0.00
/*B13P1Sul*/	0	0	0	.	1.00	0.00

/*B13P2Sul*/	1	1	0	.	1.00	0.00
/*B13P3Sul*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B14P1Sul*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B14P2Sul*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B14P3Sul*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B15P1Sul*/	.	1	0	.	1.00	0.00
/*B15P2Sul*/	0	1	0	.	1.00	0.00
/*B15P3Sul*/	1	0	1	.	1.00	0.00
/*B16P1Sul*/	.	1	0	.	1.00	0.00
/*B16P2Sul*/	1	0	0	.	1.00	0.00
/*B16P3Sul*/	.	1	1	.	1.00	0.00
/*B17P1Sul*/	0	0	0	.	1.00	0.00
/*B17P2Sul*/	0	0	1	.	1.00	0.00
/*B17P3Sul*/	0	1	0	.	1.00	0.00
/*B18P1Sul*/	.	0	0	0	1.00	0.00
/*B18P2Sul*/	0	1	1	.	1.00	0.00
/*B18P3Sul*/	1	1	1	.	1.00	0.00
/*B1P1Norte*/	0	0	0	0	0.00	1.00
/*B1P2Norte*/	0	1	0	0	0.00	1.00
/*B1P3Norte*/	0	1	0	0	0.00	1.00
/*B2P1Norte*/	0	1	0	0	0.00	1.00
/*B2P2Norte*/	0	0	0	0	0.00	1.00
/*B2P3Norte*/	0	0	1	0	0.00	1.00
/*B3P1Norte*/	0	0	0	0	0.00	1.00
/*B3P2Norte*/	0	0	0	0	0.00	1.00
/*B3P3Norte*/	0	0	0	0	0.00	1.00
/*B4P1Norte*/	0	0	0	0	0.00	1.00
/*B4P2Norte*/	0	0	1	0	0.00	1.00
/*B4P3Norte*/	0	0	0	0	0.00	1.00
/*B5P1Norte*/	0	1	0	.	0.00	1.00
/*B5P2Norte*/	0	0	1	.	0.00	1.00
/*B5P3Norte*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B6P1Norte*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B6P2Norte*/	0	1	0	.	0.00	1.00
/*B6P3Norte*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B7P1Norte*/	0	0	0	0	0.00	1.00
/*B7P2Norte*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B7P3Norte*/	0	0	1	0	0.00	1.00
/*B8P1Norte*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B8P2Norte*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B8P3Norte*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B9P1Norte*/	0	0	0	0	0.00	1.00
/*B9P2Norte*/	0	1	0	.	0.00	1.00
/*B9P3Norte*/	0	0	0	0	0.00	1.00
/*B10P1Sul*/	1	1	1	.	0.00	1.00
/*B10P2Sul*/	0	1	0	.	0.00	1.00

/*B10P3Sul*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B11P1Sul*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B11P2Sul*/	1	0	0	.	0.00	1.00
/*B11P3Sul*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B12P1Sul*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B12P2Sul*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B12P3Sul*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B13P1Sul*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B13P2Sul*/	1	0	1	.	0.00	1.00
/*B13P3Sul*/	1	0	0	.	0.00	1.00
/*B14P1Sul*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B14P2Sul*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B14P3Sul*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B15P1Sul*/	0	0	1	.	0.00	1.00
/*B15P2Sul*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B15P3Sul*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B16P1Sul*/	0	0	0	0	0.00	1.00
/*B16P2Sul*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B16P3Sul*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B17P1Sul*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B17P2Sul*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B17P3Sul*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B18P1Sul*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B18P2Sul*/	0	0	0	.	0.00	1.00
/*B18P3Sul*/	1	0	0	.	0.00	1.00

**Anexo 6. Continuação do histórico de detecção.** Covariáveis de sítio utilizadas na modelagem de ocupação Single-season para obtenção das estimativas das probabilidades de ocupação ( $\Psi$ ) e detecção ( $p$ ) de onças-pardas no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. As covariáveis Rios, Lagoas, Cidades, Plant\_euc e Ativ\_agr foram medidas considerando a distância Euclidiana (linear em metros) entre a unidade amostral e a covariável de interesse mais próxima. A covariável Presas\_to foi definida pela razão entre o número total de dias em que espécies de presas foram detectadas por cada estação amostral e o total de dias de amostragem.

Estações	Rios	Lagoas	Cidades	Plant_euc	Ativ_agr	Presas_to
/*B1P1Norte*/	713.09	1080.00	3192.36	848.53	1423.02	0.11
/*B1P2Norte*/	1968.15	2415.89	2164.18	3174.05	3450.00	0.25
/*B1P3Norte*/	998.60	335.41	1964.13	1514.33	2938.47	0.11
/*B2P1Norte*/	180.00	2983.76	4243.28	1689.62	3160.84	0.07
/*B2P2Norte*/	1705.52	3977.24	1794.34	4032.18	2739.05	0.08
/*B2P3Norte*/	890.95	1347.66	4663.28	1442.81	3872.21	0.29

/*B3P1Norte*/	210.00	924.18	347.26	4250.80	270.00	0.19
/*B3P2Norte*/	630.00	1422.71	655.13	5559.72	1194.36	0.09
/*B3P3Norte*/	1866.04	1406.17	3614.13	4701.97	3156.99	0.15
/*B4P1Norte*/	1336.60	531.60	4656.65	1699.18	4203.53	0.08
/*B4P2Norte*/	1247.80	436.81	3928.56	2351.70	1368.54	0.39
/*B4P3Norte*/	3358.39	1094.90	5296.96	3711.40	4049.22	0.37
/*B5P1Norte*/	4471.51	1364.59	5242.96	967.47	2649.70	0.10
/*B5P2Norte*/	2818.24	2847.63	3768.37	680.15	1012.03	0.48
/*B5P3Norte*/	3143.56	3515.51	4735.52	1584.05	1659.79	0.19
/*B6P1Norte*/	2665.95	1938.66	4177.60	1980.91	934.34	0.19
/*B6P2Norte*/	2604.65	644.13	3230.17	3730.15	2058.66	0.17
/*B6P3Norte*/	4360.23	3313.61	6185.71	2980.74	2747.58	0.08
/*B7P1Norte*/	517.88	3663.56	6971.06	1757.75	725.60	0.23
/*B7P2Norte*/	4232.66	2837.82	5102.97	5351.20	4374.76	0.17
/*B7P3Norte*/	1546.38	2018.04	5997.21	2212.89	1669.79	0.30
/*B8P1Norte*/	780.00	90.00	10651.57	5282.13	5079.93	0.56
/*B8P2Norte*/	3153.57	960.47	8421.12	4377.23	4064.20	0.22
/*B8P3Norte*/	4706.85	1764.91	6648.09	2421.65	3739.55	0.17
/*B9P1Norte*/	810.00	1537.92	9104.17	3165.39	3275.36	0.08
/*B9P2Norte*/	816.09	2457.99	7657.29	1520.85	1651.09	0.31
/*B9P3Norte*/	1387.16	1626.93	9184.54	1800.25	2652.24	0.21
/*B10P1Sul*/	1380.00	201.25	6400.34	5969.32	2623.93	0.54
/*B10P2Sul*/	873.61	1965.40	5936.70	5328.86	1116.47	0.42
/*B10P3Sul*/	1477.33	874.64	7643.76	5181.06	1018.68	0.11
/*B11P1Sul*/	4038.54	0.00	10028.88	5254.20	6612.33	0.22
/*B11P2Sul*/	2367.53	0.00	8908.14	6585.39	4701.97	0.14
/*B11P3Sul*/	429.53	1458.01	10223.18	5376.03	5287.15	0.61
/*B12P1Sul*/	391.15	2605.00	7740.88	2265.15	2736.42	0.29
/*B12P2Sul*/	510.00	1157.63	8870.82	4048.11	5196.59	0.16
/*B12P3Sul*/	920.27	1471.22	7283.18	2359.15	3521.65	0.22
/*B13P1Sul*/	11948.36	361.25	3916.10	3280.30	2853.94	0.13
/*B13P2Sul*/	1098.59	1451.21	1170.95	127.28	684.11	0.17
/*B13P3Sul*/	1591.13	2863.86	2719.28	2594.09	212.13	0.39
/*B14P1Sul*/	3465.62	120.00	4934.81	3515.25	3847.96	0.06
/*B14P2Sul*/	3159.70	161.55	7807.91	5583.95	4901.03	0.33
/*B14P3Sul*/	4022.80	42.43	6495.24	4137.83	5254.46	0.38
/*B15P1Sul*/	2820.64	60.00	10241.92	2940.00	6672.29	0.16
/*B15P2Sul*/	1699.44	94.87	9062.64	1686.68	7417.34	0.62
/*B15P3Sul*/	1620.00	127.28	11116.16	1712.37	3966.59	0.07
/*B16P1Sul*/	4186.69	212.13	9799.52	4087.05	4698.14	0.19
/*B16P2Sul*/	1825.08	1975.90	5935.05	2174.95	3768.20	0.22
/*B16P3Sul*/	3528.54	30.00	7869.89	3929.08	4603.41	0.11
/*B17P1Sul*/	655.21	174.93	3135.61	1480.07	3415.52	0.37
/*B17P2Sul*/	2495.60	1328.50	2669.01	254.56	308.87	0.10
/*B17P3Sul*/	2772.53	218.40	3442.73	1530.00	2516.07	0.31
/*B18P1Sul*/	169.71	697.78	5921.88	429.53	6829.79	0.34



/*B18P2Sul*/	379.47	1006.23	7840.10	189.74	8491.48	0.48
/*B18P3Sul*/	823.77	590.93	5423.43	797.12	5739.73	0.12
/*B1P1Norte*/	713.09	1080.00	3192.36	848.53	1423.02	0.42
/*B1P2Norte*/	1968.15	2415.89	2164.18	3174.05	3450.00	0.23
/*B1P3Norte*/	998.60	335.41	1964.13	1514.33	2938.47	0.21
/*B2P1Norte*/	180.00	2983.76	4243.28	1689.62	3160.84	0.50
/*B2P2Norte*/	1705.52	3977.24	1794.34	4032.18	2739.05	0.05
/*B2P3Norte*/	890.95	1347.66	4663.28	1442.81	3872.21	0.21
/*B3P1Norte*/	210.00	924.18	347.26	4250.80	270.00	0.05
/*B3P2Norte*/	630.00	1422.71	655.13	5559.72	1194.36	0.14
/*B3P3Norte*/	1866.04	1406.17	3614.13	4701.97	3156.99	0.39
/*B4P1Norte*/	1336.60	531.60	4656.65	1699.18	4203.53	0.23
/*B4P2Norte*/	1247.80	436.81	3928.56	2351.70	1368.54	0.16
/*B4P3Norte*/	3358.39	1094.90	5296.96	3711.40	4049.22	0.56
/*B5P1Norte*/	4471.51	1364.59	5242.96	967.47	2649.70	0.18
/*B5P2Norte*/	2818.24	2847.63	3768.37	680.15	1012.03	0.38
/*B5P3Norte*/	3143.56	3515.51	4735.52	1584.05	1659.79	0.16
/*B6P1Norte*/	2665.95	1938.66	4177.60	1980.91	934.34	0.28
/*B6P2Norte*/	2604.65	644.13	3230.17	3730.15	2058.66	0.21
/*B6P3Norte*/	4360.23	3313.61	6185.71	2980.74	2747.58	0.31
/*B7P1Norte*/	517.88	3663.56	6971.06	1757.75	725.60	0.22
/*B7P2Norte*/	4232.66	2837.82	5102.97	5351.20	4374.76	0.26
/*B7P3Norte*/	1546.38	2018.04	5997.21	2212.89	1669.79	0.43
/*B8P1Norte*/	780.00	90.00	10651.57	5282.13	5079.93	0.78
/*B8P2Norte*/	3153.57	960.47	8421.12	4377.23	4064.20	0.30
/*B8P3Norte*/	4706.85	1764.91	6648.09	2421.65	3739.55	0.39
/*B9P1Norte*/	810.00	1537.92	9104.17	3165.39	3275.36	0.24
/*B9P2Norte*/	816.09	2457.99	7657.29	1520.85	1651.09	0.18
/*B9P3Norte*/	1387.16	1626.93	9184.54	1800.25	2652.24	0.19
/*B10P1Sul*/	1380.00	201.25	6400.34	5969.32	2623.93	0.80
/*B10P2Sul*/	873.61	1965.40	5936.70	5328.86	1116.47	0.29
/*B10P3Sul*/	1477.33	874.64	7643.76	5181.06	1018.68	0.35
/*B11P1Sul*/	4038.54	0.00	10028.88	5254.20	6612.33	0.51
/*B11P2Sul*/	2367.53	0.00	8908.14	6585.39	4701.97	0.29
/*B11P3Sul*/	429.53	1458.01	10223.18	5376.03	5287.15	0.32
/*B12P1Sul*/	391.15	2605.00	7740.88	2265.15	2736.42	0.45
/*B12P2Sul*/	510.00	1157.63	8870.82	4048.11	5196.59	0.21
/*B12P3Sul*/	920.27	1471.22	7283.18	2359.15	3521.65	0.06
/*B13P1Sul*/	11948.36	361.25	3916.10	3280.30	2853.94	0.24
/*B13P2Sul*/	1098.59	1451.21	1170.95	127.28	684.11	0.27
/*B13P3Sul*/	1591.13	2863.86	2719.28	2594.09	212.13	0.14
/*B14P1Sul*/	3465.62	120.00	4934.81	3515.25	3847.96	0.24
/*B14P2Sul*/	3159.70	161.55	7807.91	5583.95	4901.03	0.23
/*B14P3Sul*/	4022.80	42.43	6495.24	4137.83	5254.46	0.23
/*B15P1Sul*/	2820.64	60.00	10241.92	2940.00	6672.29	0.22
/*B15P2Sul*/	1699.44	94.87	9062.64	1686.68	7417.34	0.35

/*B15P3Sul*/	1620.00	127.28	11116.16	1712.37	3966.59	0.38
/*B16P1Sul*/	4186.69	212.13	9799.52	4087.05	4698.14	0.55
/*B16P2Sul*/	1825.08	1975.90	5935.05	2174.95	3768.20	0.21
/*B16P3Sul*/	3528.54	30.00	7869.89	3929.08	4603.41	0.19
/*B17P1Sul*/	655.21	174.93	3135.61	1480.07	3415.52	0.30
/*B17P2Sul*/	2495.60	1328.50	2669.01	254.56	308.87	0.14
/*B17P3Sul*/	2772.53	218.40	3442.73	1530.00	2516.07	0.30
/*B18P1Sul*/	169.71	697.78	5921.88	429.53	6829.79	0.39
/*B18P2Sul*/	379.47	1006.23	7840.10	189.74	8491.48	0.48
/*B18P3Sul*/	823.77	590.93	5423.43	797.12	5739.73	0.46

**Anexo 7. Continuação do histórico de detecção.** Covariáveis de amostragem utilizadas na modelagem de ocupação Single-season para obtenção das estimativas das probabilidades de ocupação ( $\psi$ ) e detecção ( $p$ ) de onças-pardas no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. As covariáveis Dias O1 a Dias O4 representam quantos dias cada estação amostral esteve ativa em cada ocasião. Pluv O1 a Pluv O4 representam a pluviosidade média por ocasião. Presas O1 a Presas O4 representam a razão entre o número de dias em que espécies de presas foram detectadas por cada estação amostral em cada ocasião e o total de dias de amostragem de cada ocasião.

<b>Estações</b>	<b>Dias O1</b>	<b>Dias O2</b>	<b>Dias O3</b>	<b>Dias O4</b>	<b>Pluv O1</b>	<b>Pluv O2</b>	<b>Pluv O3</b>	<b>Pluv O4</b>	<b>Presas O1</b>	<b>Presas O2</b>	<b>Presas O3</b>	<b>Presas O4</b>
/*B1P1Norte*/	25	30	15	0	0.62	0.38	0.47	0.00	0.20	0.07	0.07	0.00
/*B1P2Norte*/	7	30	7	0	0.00	0.38	0.97	0.00	0.29	0.17	0.57	0.00
/*B1P3Norte*/	25	30	15	0	0.62	0.38	0.47	0.00	0.12	0.17	0.00	0.00
/*B2P1Norte*/	26	30	12	0	0.60	0.38	0.58	0.00	0.04	0.10	0.08	0.00
/*B2P2Norte*/	7	30	12	0	0.00	0.38	0.97	0.00	0.14	0.10	0.00	0.00
/*B2P3Norte*/	23	30	12	0	0.67	0.38	0.58	0.00	0.17	0.43	0.17	0.00
/*B3P1Norte*/	27	30	6	0	0.57	0.38	1.10	0.00	0.15	0.17	0.50	0.00
/*B3P2Norte*/	27	30	8	0	0.57	0.38	0.85	0.00	0.07	0.10	0.13	0.00
/*B3P3Norte*/	9	30	7	0	0.04	0.38	0.97	0.00	0.22	0.17	0.00	0.00
/*B4P1Norte*/	21	30	14	0	0.72	0.38	0.50	0.00	0.10	0.00	0.21	0.00
/*B4P2Norte*/	22	30	14	0	0.70	0.38	0.50	0.00	0.50	0.33	0.36	0.00
/*B4P3Norte*/	9	30	7	0	0.04	0.38	0.97	0.00	0.22	0.47	0.14	0.00
/*B5P1Norte*/	10	30	8	0	0.98	0.38	0.85	0.00	0.10	0.10	0.13	0.00
/*B5P2Norte*/	29	30	5	0	0.53	0.38	1.28	0.00	0.66	0.37	0.20	0.00
/*B5P3Norte*/	29	30	5	0	0.53	0.38	1.28	0.00	0.14	0.20	0.40	0.00
/*B6P1Norte*/	27	30	5	0	0.57	0.38	1.28	0.00	0.26	0.13	0.20	0.00
/*B6P2Norte*/	8	30	8	0	0.00	0.38	0.85	0.00	0.00	0.20	0.25	0.00
/*B6P3Norte*/	28	30	6	0	0.55	0.38	1.10	0.00	0.07	0.10	0.00	0.00
/*B7P1Norte*/	14	30	16	0	1.08	0.38	0.44	0.00	0.36	0.27	0.06	0.00

/*B7P2Norte*/	8	30	8	0	0.00	0.38	0.85	0.00	0.50	0.13	0.00	0.00
/*B7P3Norte*/	14	30	16	0	1.08	0.38	0.44	0.00	0.21	0.40	0.19	0.00
/*B8P1Norte*/	12	30	13	0	1.26	0.38	0.54	0.00	0.67	0.50	0.62	0.00
/*B8P2Norte*/	13	30	8	0	1.16	0.38	0.85	0.00	0.15	0.20	0.38	0.00
/*B8P3Norte*/	28	30	6	0	0.55	0.38	1.10	0.00	0.14	0.20	0.17	0.00
/*B9P1Norte*/	30	30	5	0	0.52	0.38	1.28	0.00	0.10	0.07	0.00	0.00
/*B9P2Norte*/	29	30	5	0	0.53	0.38	1.28	0.00	0.28	0.37	0.20	0.00
/*B9P3Norte*/	15	30	18	0	1.01	0.38	0.44	0.00	0.33	0.20	0.11	0.00
/*B10P1Sul*/	11	30	15	0	0.05	0.05	0.03	0.00	0.55	0.63	0.33	0.00
/*B10P2Sul*/	2	30	18	0	0.00	0.05	0.02	0.00	0.00	0.50	0.33	0.00
/*B10P3Sul*/	0	28	18	0	0.00	0.05	0.02	0.00	0.00	0.14	0.06	0.00
/*B11P1Sul*/	1	30	15	0	0.00	0.05	0.03	0.00	0.00	0.20	0.27	0.00
/*B11P2Sul*/	6	30	15	0	0.00	0.05	0.03	0.00	0.17	0.13	0.13	0.00
/*B11P3Sul*/	7	30	19	0	0.00	0.05	0.02	0.00	0.71	0.50	0.74	0.00
/*B12P1Sul*/	9	30	19	0	0.00	0.05	0.02	0.00	0.11	0.37	0.26	0.00
/*B12P2Sul*/	7	30	19	0	0.00	0.05	0.02	0.00	0.29	0.20	0.05	0.00
/*B12P3Sul*/	9	30	19	0	0.00	0.05	0.02	0.00	0.11	0.10	0.47	0.00
/*B13P1Sul*/	12	30	21	0	0.85	0.05	0.02	0.00	0.33	0.07	0.10	0.00
/*B13P2Sul*/	15	30	18	0	0.81	0.05	0.02	0.00	0.27	0.17	0.11	0.00
/*B13P3Sul*/	15	30	17	0	0.81	0.05	0.02	0.00	0.40	0.33	0.47	0.00
/*B14P1Sul*/	25	30	15	0	0.54	0.05	0.03	0.00	0.00	0.00	0.27	0.00
/*B14P2Sul*/	6	30	15	0	0.00	0.05	0.03	0.00	0.83	0.33	0.13	0.00
/*B14P3Sul*/	11	30	15	0	0.05	0.05	0.03	0.00	0.55	0.37	0.27	0.00
/*B15P1Sul*/	0	27	17	0	0.00	0.05	0.02	0.00	0.00	0.19	0.12	0.00
/*B15P2Sul*/	14	30	17	0	0.87	0.05	0.02	0.00	0.64	0.70	0.47	0.00
/*B15P3Sul*/	13	30	17	0	0.83	0.05	0.02	0.00	0.08	0.10	0.00	0.00
/*B16P1Sul*/	0	30	17	0	0.00	0.05	0.02	0.00	0.00	0.20	0.18	0.00
/*B16P2Sul*/	12	30	17	0	0.85	0.05	0.02	0.00	0.00	0.20	0.41	0.00
/*B16P3Sul*/	0	29	16	0	0.00	0.05	0.03	0.00	0.00	0.07	0.19	0.00
/*B17P1Sul*/	15	30	18	0	0.81	0.05	0.02	0.00	0.40	0.40	0.28	0.00
/*B17P2Sul*/	15	30	16	0	0.81	0.05	0.03	0.00	0.13	0.13	0.00	0.00
/*B17P3Sul*/	30	30	18	0	0.47	0.05	0.02	0.00	0.30	0.40	0.17	0.00
/*B18P1Sul*/	0	13	30	13	0.00	0.05	0.04	1.18	0.00	0.38	0.33	0.31
/*B18P2Sul*/	14	30	17	0	0.87	0.05	0.02	0.00	0.36	0.40	0.71	0.00
/*B18P3Sul*/	25	30	19	0	0.54	0.05	0.02	0.00	0.00	0.20	0.16	0.00
/*B1P1Norte*/	17	30	30	7	7.74	2.19	4.26	0.91	0.29	0.70	0.27	0.14
/*B1P2Norte*/	23	30	30	1	5.72	2.19	4.26	0.00	0.30	0.27	0.13	0.00
/*B1P3Norte*/	17	30	30	7	7.74	2.19	4.26	0.91	0.24	0.13	0.33	0.00
/*B2P1Norte*/	18	30	30	4	7.31	2.19	4.26	1.60	0.56	0.73	0.30	0.00
/*B2P2Norte*/	23	30	30	1	5.72	2.19	4.26	0.00	0.09	0.07	0.00	0.00
/*B2P3Norte*/	18	30	30	4	7.31	2.19	4.26	1.60	0.17	0.30	0.17	0.00
/*B3P1Norte*/	26	30	30	5	7.80	2.19	4.26	1.28	0.15	0.00	0.03	0.00
/*B3P2Norte*/	25	30	30	3	7.19	2.19	4.26	0.13	0.08	0.17	0.17	0.00
/*B3P3Norte*/	21	30	30	2	6.27	2.19	4.26	0.00	0.29	0.73	0.13	0.00
/*B4P1Norte*/	21	30	30	2	6.27	2.19	4.26	0.00	0.14	0.30	0.23	0.00
/*B4P2Norte*/	16	30	30	6	8.23	2.19	4.26	1.07	0.19	0.20	0.10	0.17

/*B4P3Norte*/	21	30	30	6	6.27	2.19	4.26	1.07	0.57	0.50	0.67	0.33
/*B5P1Norte*/	26	30	26	0	7.80	2.19	4.92	0.00	0.19	0.17	0.19	0.00
/*B5P2Norte*/	30	30	26	0	7.54	2.19	4.92	0.00	0.27	0.47	0.42	0.00
/*B5P3Norte*/	27	30	26	0	7.59	2.19	4.92	0.00	0.26	0.20	0.00	0.00
/*B6P1Norte*/	27	30	26	0	7.59	2.19	4.92	0.00	0.26	0.33	0.23	0.00
/*B6P2Norte*/	22	30	30	0	5.98	2.19	4.26	0.00	0.09	0.37	0.13	0.00
/*B6P3Norte*/	28	30	27	0	8.08	2.19	4.73	0.00	0.43	0.17	0.33	0.00
/*B7P1Norte*/	16	30	30	5	8.23	2.19	4.26	1.28	0.00	0.27	0.27	0.40
/*B7P2Norte*/	22	30	30	0	5.98	2.19	4.26	0.00	0.41	0.17	0.23	0.00
/*B7P3Norte*/	16	30	30	5	8.23	2.19	4.26	1.28	0.50	0.33	0.47	0.60
/*B8P1Norte*/	24	30	28	0	6.18	2.19	4.56	0.00	0.63	1.00	0.68	0.00
/*B8P2Norte*/	29	30	25	0	7.80	2.19	5.11	0.00	0.45	0.30	0.12	0.00
/*B8P3Norte*/	28	30	27	0	8.08	2.19	4.73	0.00	0.25	0.40	0.52	0.00
/*B9P1Norte*/	27	30	30	4	7.59	2.19	4.26	1.60	0.19	0.33	0.23	0.00
/*B9P2Norte*/	30	30	24	0	7.54	2.19	5.33	0.00	0.23	0.20	0.08	0.00
/*B9P3Norte*/	15	30	30	5	8.77	2.19	4.26	1.28	0.20	0.20	0.17	0.20
/*B10P1Sul*/	21	30	29	0	3.37	12.05	6.48	0.00	0.86	0.97	0.59	0.00
/*B10P2Sul*/	30	30	27	0	2.36	12.05	6.96	0.00	0.30	0.37	0.19	0.00
/*B10P3Sul*/	27	30	27	0	2.62	12.05	6.96	0.00	0.30	0.50	0.22	0.00
/*B11P1Sul*/	21	30	19	0	3.37	12.05	9.88	0.00	0.67	0.50	0.37	0.00
/*B11P2Sul*/	21	30	19	0	3.37	12.05	9.88	0.00	0.38	0.20	0.32	0.00
/*B11P3Sul*/	23	30	25	0	3.08	12.05	7.51	0.00	0.22	0.53	0.16	0.00
/*B12P1Sul*/	23	30	25	0	3.08	12.05	7.51	0.00	0.30	0.53	0.48	0.00
/*B12P2Sul*/	23	30	25	0	3.08	12.05	7.51	0.00	0.22	0.20	0.20	0.00
/*B12P3Sul*/	23	30	25	0	3.08	12.05	7.51	0.00	0.04	0.10	0.04	0.00
/*B13P1Sul*/	26	30	26	0	2.72	12.05	7.22	0.00	0.38	0.30	0.04	0.00
/*B13P2Sul*/	27	30	24	0	2.62	12.05	7.83	0.00	0.30	0.33	0.17	0.00
/*B13P3Sul*/	28	30	26	0	2.53	12.05	7.22	0.00	0.14	0.13	0.15	0.00
/*B14P1Sul*/	26	30	26	0	2.72	12.05	7.22	0.00	0.23	0.40	0.08	0.00
/*B14P2Sul*/	21	30	29	0	3.37	12.05	6.48	0.00	0.43	0.20	0.10	0.00
/*B14P3Sul*/	21	30	19	0	3.37	12.05	9.88	0.00	0.52	0.17	0.00	0.00
/*B15P1Sul*/	28	30	24	0	2.53	12.05	7.83	0.00	0.29	0.20	0.17	0.00
/*B15P2Sul*/	28	30	24	0	2.53	12.05	7.83	0.00	0.29	0.27	0.54	0.00
/*B15P3Sul*/	28	30	24	0	2.53	12.05	7.83	0.00	0.25	0.57	0.29	0.00
/*B16P1Sul*/	24	30	30	10	2.95	12.05	6.26	9.46	0.38	0.57	0.67	0.60
/*B16P2Sul*/	25	30	29	0	2.83	12.05	6.48	0.00	0.28	0.27	0.10	0.00
/*B16P3Sul*/	24	30	8	0	2.95	12.05	23.45	0.00	0.25	0.20	0.00	0.00
/*B17P1Sul*/	28	30	24	0	2.53	12.05	7.83	0.00	0.29	0.37	0.25	0.00
/*B17P2Sul*/	28	30	26	0	2.53	12.05	7.22	0.00	0.14	0.17	0.12	0.00
/*B17P3Sul*/	26	30	26	0	2.72	12.05	7.22	0.00	0.19	0.30	0.42	0.00
/*B18P1Sul*/	28	30	24	0	2.53	12.05	7.83	0.00	0.43	0.40	0.33	0.00
/*B18P2Sul*/	28	30	24	0	2.53	12.05	7.83	0.00	0.39	0.57	0.46	0.00
/*B18P3Sul*/	26	30	26	0	2.72	12.05	7.22	0.00	0.62	0.43	0.35	0.00