



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
Câmpus de São José do Rio Preto

Rodolpho Gonçalves da Silva

Interação espaço-temporal entre onça-parda (*Puma concolor*) e cão-doméstico (*Canis familiaris*)

São José do Rio Preto
2023

Rodolpho Gonçalves da Silva

Interação espaço-temporal entre onça-parda (*Puma concolor*) e cão-doméstico (*Canis familiaris*)

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Câmpus de São José do Rio Preto.

Financiadora: CNPq – Proc 131075/2021-7

Orientador: Prof^a. Dr^a. Rita de Cassia Bianchi

São José do Rio Preto
2023

Gonçalves da Silva, Rodolpho.

Interação espaço-temporal entre onça-parda (*Puma concolor*) e
cão-doméstico (*Canis familiaris*). / Rodolpho Gonçalves da Silva.--
São José do Rio Preto, 2023

45p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas, São José do Rio
Preto

Orientadora: Rita de Cassia Bianchi

1. Interação Espacial. 2. Interação Temporal. 3. Ecologia.

Rodolpho Gonçalves da Silva

Interação espaço-temporal entre onça-parda (*Puma concolor*) e cão-doméstico (*Canis familiaris*)

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Câmpus de São José do Rio Preto.

Financiadora: CNPq – Proc 131075/2021-7

Comissão Examinadora

Prof^a. Dr^a. Rita de Cassia Bianchi
UNESP – Câmpus de São José do Rio Preto
Orientadora

Prof^o Dr^o Marcelo Magioli
ICMBio – Centro Nacional de Pesquisas e Conservação de Mamíferos Carnívoros

Prof^o Dr^o Milton Cezar Ribeiro
UNESP – Câmpus de Rio Claro

São José do Rio Preto
28 de junho de 2023

Com gratidão, honro e agradeço a sabedoria dos
meus ancestrais que me guia em minha jornada.

AGRADECIMENTOS

À Glória do Grande Arquiteto Do Universo.

Aos meus pais, que me deram o maior presente: minha vida, e me criaram com toda a educação, carinho e respeito. Sem vocês, eu não estaria onde estou hoje. Muito obrigado por todo o amor e por acreditarem em mim e me apoiarem sempre.

À minha orientadora, Professora, Mestre, Doutora, Livre-Docente, Rita de Cassia Bianchi, que desde o começo foi uma pessoa singular. Pela sua paciência em corrigir meus textos. Seu profissionalismo, conhecimento e orientação valiosa foram inestimáveis para o meu crescimento acadêmico.

À minha amiga, irmã e parceira de mestrado Isabele Manzo, por ser uma parceira incrível e por tornar essa experiência tão enriquecedora. Serei eternamente grato pela nossa amizade e por todas as memórias preciosas que construímos. Que o futuro reserve ainda mais sucessos e realizações para nós.

Aos meus amigos do LEMa, os “LEMEs”, agradeço pelo apoio e colaboração ao longo desta jornada. Suas ideias, discussões e amizade fizeram toda a diferença.

À República Abatedouro, “Pregos”, minha profunda gratidão. Obrigado por me acolherem com tanto carinho. Vocês são muito mais do que colegas de casa, são uma família para mim. Sou grato por cada risada, apoio mútuo e momentos compartilhados.

A quem trouxe a doçura e o encanto de Cravo e Canela durante esta reta final. Sua presença iluminou minha jornada de forma única. Agradeço por estar ao meu lado, trazendo conforto e inspiração, enquanto atravessava os desafios dessa etapa importante da minha vida.

À UNESP, por fornecer essa estrutura de ensino de qualidade e por proporcionar o desenvolvimento da ciência brasileira.

Este trabalho foi realizado com apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) - Código de Financiamento Proc 131075/2021-7, ao qual agradeço.

“Você não pode ir muito longe enquanto não começar a fazer algo pelo próximo” (Melvin Jones, 1917)

RESUMO

Interações negativas entre carnívoros, como competição e predação, podem afetar diretamente as populações de espécies carnívoras e suas presas. Essas interações podem afetar diretamente a sobrevivência e reprodução, resultando em mudanças nos padrões de atividade e ocupação. Compreender as interações temporais e espaciais entre as espécies fornece informações valiosas sobre a distribuição, uso de habitat e a dinâmica predador-presa. A compreensão das interações entre carnívoros silvestres e o invasor/exótico ainda é limitada. Neste estudo, especificamente, foi investigada a relação entre a onça-parda (*Puma concolor*) e o cão-doméstico (*Canis familiaris*) em Unidades de Conservação, localizadas em Águas de Santa Bárbara/SP, coletando dados através de armadilhas fotográficas em 67 pontos amostrais. A análise do padrão de atividade foi realizada usando densidade de kernel e sobreposição de horários. Avaliou-se a evitação temporal da onça-parda em relação à presença de cães-domésticos, comparando-se os intervalos de tempo entre suas passagens. A sobreposição espacial foi analisada por meio de modelos de ocupação, considerando os fatores que influenciam o uso da paisagem pelas espécies. A onça-parda apresentou atividade predominantemente crepuscular-noturna, enquanto o cão-doméstico apresentava atividade predominantemente diurna. Houve sobreposição no horário de atividade das espécies, mas essa sobreposição diminuiu nos pontos de coocorrência espacial. Em relação aos intervalos de tempo entre os registros, não houve diferença significativa para os cães-domésticos após o registro de onças-pardas. No entanto, as onças-pardas demoraram em média três dias para passar após o registro de cães-domésticos. A porcentagem de formação savânica afetou positivamente o uso da área pela onça-parda, enquanto o mosaico de uso agropecuário diminuiu essa probabilidade, indicando uma dependência da vegetação nativa e áreas protegidas. A proximidade com rodovias mostrou-se um fator importante na utilização do espaço pelos cães-domésticos, reforçando sua associação à atividade humana. A presença de cães-domésticos reduziu a utilização da formação savânica pelas onças-pardas. O estudo demonstrou que mesmo sendo uma espécie de menor porte, como o cão-doméstico afetou espacialmente a onça-parda. Portanto, é crucial entender e mitigar o impacto das espécies exóticas na fauna nativa e adotar um manejo adequado dos cães-domésticos, considerando os potenciais impactos negativos na vida selvagem e a importância da preservação de habitats naturais.

Palavras-chave: Carnívoros. Comunidades ecológicas. Espécies exóticas. Interferência de competidores. Padrão de atividade. Uso de habitat.

ABSTRACT

Negative interactions among carnivores, such as competition and predation, can directly affect the populations of carnivorous species and their prey. These interactions may have direct impacts on survival and reproduction, leading to changes in activity and occupancy patterns. Understanding the temporal and spatial interactions among species provides valuable insights into distribution, habitat use, and predator-prey dynamics. The comprehension of interactions between wild carnivores and the invasive/exotic species is still limited. In this study, specifically, the relationship between the puma (*Puma concolor*) and the domestic dog (*Canis familiaris*) was investigated in Conservation Units located in Águas de Santa Bárbara/SP, using data collected from camera traps at 67 sampling points. Activity pattern analysis was performed using kernel density and temporal overlap. The temporal avoidance of pumas in relation to the presence of domestic dogs was evaluated by comparing the time intervals between their passages. Spatial overlap was analyzed through occupancy models, considering factors that influence the species' landscape use. Pumas showed a predominantly crepuscular-nocturnal activity, while domestic dogs exhibited predominantly diurnal activity. There was temporal activity overlap between the species, but this overlap decreased in spatially co-occurring points. Regarding the time intervals between records, there was no significant difference for domestic dogs after puma records. However, pumas took an average of three days to pass after domestic dog records. The percentage of savanna formation positively influenced the area's use by pumas, while the agricultural mosaic decreased this probability, indicating a dependence on native vegetation and protected areas. Proximity to highways proved to be an important factor in domestic dog space utilization, reinforcing their association with human activity. The presence of domestic dogs reduced the use of savanna formation by pumas. The study demonstrated that even though it is a smaller-sized species, domestic dogs had spatial effects on pumas. Therefore, it is crucial to understand and mitigate the impact of exotic species on native fauna and adopt proper management of domestic dogs, considering the potential negative impacts on wildlife and the importance of preserving natural habitats.

Keywords: Carnivores. Ecological communities. Exotic species. Competitor interference. Activity pattern. Habitat use.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Mapa da área do estudo demonstrando os pontos amostrais	20
Figura 2 - Padrões do horário de atividade e sobreposições do padrão de atividade	24
Figura 3 - Intervalo de tempo (em horas) da passagem de cão-doméstico (<i>Canis familiaris</i>), espécies neutras e presas após a passagem de uma onça-parda (<i>Puma concolor</i>).	25
Figura 4 - Intervalo de tempo (em horas) da passagem de onça-parda (<i>Puma concolor</i>), espécies neutras e presas após a passagem de um cão-doméstico (<i>Canis familiaris</i>).	26

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Modelos de detecção <i>single-species</i> .	26
Tabela 2 – Modelos de ocupação e detecção <i>single-species</i> e <i>mult-species</i> .	27

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Abund_dog	Abundância de <i>C. familiaris</i> em relação ao esforço amostral.
Abund_prey	Abundância de presas <i>P. concolor</i> em relação ao esforço amostral.
AIC	Critério de informação de Akaike para pequenas amostras.
CulmitlyWt	Valor acumulativo
D_estra	Distância linear em metros até a estrada mais próxima (pavimentada ou não).
D_hidro	Distância linear em metros até o corpo d'água mais próximo.
D_rodov	Distância linear em metros até a rodovia pavimentada mais próxima.
D_terra	Distância linear em metros até a rodovia não pavimentada mais próxima.
D_urb	Distância linear em metros até a área urbana mais próxima.
Estr	Localização das câmeras em estradas ou dentro de fragmento florestal.
Florest	Porcentagem de cobertura natural densa florestal.
Grassland	Porcentagem de formação campestre.
ha	Hectares
http	Hype Text Tranfer Protocol.
IC	Intervalo de confiança
Mosaic	Porcentagem de uso agropecuário onde não foi possível distinguir entre pastagem e agricultura.
No_Vegetated	Porcentagem de áreas de superfícies não permeáveis e solo exposto em área natural ou em áreas de cultura em entressafra, em um raio de metros do ponto amostral.
nPAR	Critério de informação de Akaike corrigido
Pasture	Porcentagem de área de pastagem destinada a uso agropecuário.
Perennial	Porcentagem de culturas perenes, incluindo café, citrus e silvicultura.
Prec	Precipitação média diária em que as câmeras estavam em campo.
Savanna	Porcentagem de formação savânica, área de cerrado.
Temporary	Porcentagem de culturas temporárias, incluindo cana e soja.
Temp	Temperatura média diária em que as câmeras estavam em campo.
Umid	Umidade média diária em que as câmeras estavam em campo.
Water	Porcentagem de corpos d'água em um raio de metros do ponto amostral.
Wetland	Porcentagem de vegetação com influência fluvial e/ou lacustre, ex. Campo Úmido ou Brejo.

LISTA DE SÍMBOLOS

°	Grau
'	Minuto
”	Segundo
Δ	Delta
p	Probabilidade de detecção
ψ	Probabilidade de ocupação
β	Beta
=	Igual
%	Porcentagem
+	Adição
<	Menor que

Este trabalho foi formatado de acordo com as regras da revista *Journal of Mammalogy*

SUMÁRIO

1	Introdução	15
2	Materiais e Métodos	19
2.1	Área de estudo	19
2.2	Monitoramento	20
2.3	Análise dos dados	21
2.3.1	Padrão de atividade	21
2.3.2	Evitação temporal	21
2.3.3	Avaliação espacial	22
3	Resultados	23
4	Discussão	29
5	Conclusão	34
	Referências	35
	Apêndices	44

1 Introdução

As interações negativas entre os carnívoros, como competição e predação intra-guilda, desempenham papéis complexos nas comunidades ecológicas (Caro e Stoner 2003; Prugh e Sivy 2020). A competição, que envolve a disputa por recursos, é um fator ecológico crucial que influencia as populações de carnívoros. Para evitar os efeitos deletérios da competição ou minimizar a sobreposição de recursos, as espécies podem fazer ajustes em seus comportamentos e estratégias de uso do habitat, como evitação, mudança de habitat, competição exploratória, cleptoparasitismo e predação intra-guilda (Creel et al. 2001; Palomares e Caro 1999; Jiménez et al. 2019; Rossa et al. 2021). Os efeitos negativos das interações competitivas, incluem alterações na aptidão da espécie, por meio da utilização de habitats subótimos, redução das oportunidades de caça, mudanças na dinâmica populacional e alterações na distribuição espacial e temporal (Jiménez et al. 2019; Creel et al. 2001; Durant 1998; Caro e Stoner 2003; Stouffer e Bascompte 2010; Vanak e Gompper 2010; Rodríguez et al. 2020; Farris et al. 2020).

Os efeitos negativos provenientes das interações entre espécies silvestres e exóticas, têm despertado um interesse crescente na ecologia e na conservação (Macdonald et al. 2006; Doherty et al. 2017; Soga e Gaston 2020; Weng et al. 2022), devido aos potenciais efeitos negativos que essas interações podem ter sobre as populações de espécies silvestres (Krauze-Gryz et al. 2012; Lowe et al. 2000; Doherty et al. 2016; Nayeri et al. 2022). Compreender as interações no espaço e tempo entre predadores nativos e exóticos/domésticos é um importante campo de estudo/pesquisa, visando subsidiar a redução de conflitos, manejo de espécies e a conservação da biodiversidade. (Krausman et al. 2008; Nix et al. 2018; Soga e Gaston 2020).

Dentre os efeitos causados pelas interações negativas entre os carnívoros, existe a influência nos padrões de atividade das espécies (Kronfeld-Schor et al. 2013, 2017). A distribuição temporal da atividade de um animal é fundamental para sua sobrevivência e reprodução, já que

eles precisam equilibrar a necessidade de se alimentar com o risco de predação (Antonio et al. 2017; Reeder e Kramer 2005). Além disso, a capacidade de adaptação fisiológica sazonal, como mudanças na termogênese e na cor da pelagem, é crucial para a sobrevivência das espécies (Hut et al. 2012; Kronfeld-Schor et al. 2017; Kronfeld-Schor e Dayan 2003; Noor et al. 2017). Para maximizar a aptidão das espécies em relação ao ambiente biótico e abiótico, é necessário sincronizar todas essas atividades de forma a maximizar a disponibilidade de alimentos (presas) e minimizar o risco de predação, níveis de competição e carga parasitária (Hut et al. 2012; Kronfeld-Schor et al. 2017; Kronfeld-Schor e Dayan 2003).

As rápidas mudanças globais causadas pela ação humana, como as mudanças climáticas, o desenvolvimento urbano, a agricultura e a construção de estradas, podem afetar os padrões de atividade das espécies (Dickerson et al. 2023; Kronfeld-Schor et al. 2017; Levy et al. 2019). Um efeito observado é o aumento médio de 1,36 vezes na atividade noturna das espécies em resposta à presença humana, especialmente entre aquelas de maior tamanho corporal (Gaynor et al. 2018). Por exemplo, a onça-parda (*Puma concolor*) pode mudar seus padrões de atividade para evitar perturbações e encontros com humanos (Azevedo et al. 2018; Lewis et al. 2015). Embora essas mudanças possam facilitar a coexistência entre humanos e animais silvestres que possuem capacidade de ajuste (Carter et al. 2012), é importante considerar que os custos dessas mudanças podem ser análogos aos efeitos de risco de predação (Gaynor et al. 2018).

Alterações no padrão de atividade podem ocorrer pela presença de espécies exóticas, associadas ou não a atividades humanas. Em Madagascar, fossas (*Cryptoprocta ferox*) que possuem padrão catemeral, tendem a ser principalmente noturnos na presença de cães-domésticos (Merson et al. 2019). Mesmo espécies de maior porte, como o urso-de-óculos (*Tremarctos ornatus*) podem ser afetadas por cães, indicando que o hábito de forragear em matilhas pode potencializar as ameaças (Zapata-Ríos e Branch 2016). Efeitos que não resultam diretamente na morte, chamados de efeitos não letais, podem ser maiores do que os efeitos diretos da predação, além

de existirem mesmo quando a taxa direta de predação é zero (Creel e Christianson 2008; Preisser et al. 2005).

O entendimento das interações temporais entre as espécies é importante, mas além disso, a compreensão das interações espaciais é de grande relevância ecológica, pois geram informações valiosas sobre a distribuição, o uso de habitat e relações entre as espécies em um determinado espaço geográfico (Vanak e Gompper 2009; Rayan e Linkie 2016; Farris et al. 2016; Monterroso et al. 2020). Investigar as interações temporais e espaciais entre espécies permite explorar conceitos como exclusão competitiva, partição de recursos e dinâmica predador-presa (MacKenzie, Bailey e Nichols 2004; Waddle et al. 2010; Lazenby e Dickman 2013).

A evitação espacial e temporal são mecanismos eficazes para reduzir a competição, especialmente quando a competição por interferência pode resultar, por exemplo, em matança interespecífica (Polis et al. 1989; Palomares e Caro 1999; Glen e Dickman 2005; Oliveira e Pereira 2014). A competição interespecífica pode ter consequências ainda mais intensas quando a quantidade de habitat disponível é limitada pela fragmentação da floresta e perda de habitat (Buchmann et al. 2013; Lewis et al. 2015). Espécies de menor porte podem utilizar habitats subótimos na presença de predadores de maior porte (Creel et al. 2001). Na Índia, raposa-de-bengala (*Vulpes bengalensis*) teve alteração no seu padrão de atividade em resposta a presença de cão-doméstico (*Canis familiaris*) (Vanak, Thaker e Gompper 2009), e duas espécies de civetas (*Viverricula indica* e *Paguma larvata*) mudaram seu padrão de atividade em Taiwan (Yen et al. 2019). Essas observações são importantes para compreender os efeitos negativos de interações com espécies exóticas.

Considerando que a onça-parda (*Puma concolor*) é um predador de topo que desempenha um papel fundamental na manutenção da estrutura das comunidades (LaBarge et al. 2022), os efeitos negativos da interação com o cão-doméstico (*Canis familiaris*) podem ter efeitos

cascatas ainda não observados (Mark Elbroch et al. 2010; Dobrovolski et al. 2013). A onça-parda é o segundo maior felino das Américas e possui a maior distribuição latitudinal entre os mamíferos terrestres, sendo generalista quanto ao uso de habitats, ocorrendo em uma grande variedade de ambientes (Currier 1983; Sunquist e Sunquist 2017; Nowak 2005; Eisenberg e Redford 1999), incluindo ambientes com diferentes graus de perturbação (Eisenberg e Redford 1999; Nowak 2005; Polisar et al. 2008; Culver 2010; Moss et al. 2016; Sarasola et al. 2015). Seu padrão de atividade é primariamente crepuscular-noturno (Hornocker e Negri 2010), embora um comportamento catemeral, ou seja, quando a atividade é distribuída de maneira aproximadamente uniforme ao longo das 24 horas do ciclo diário (Tattersall 1987), tenha sido registrado para a espécie (Gómez et al. 2005; Di Bitetti et al. 2010; Romero-Muñoz et al. 2010; Azevedo et al. 2018; Massara et al. 2018). A população de onças-pardas da América Central e do Sul é provavelmente muito maior que a norte-americana, embora sejam escassos os trabalhos sobre sua abundância e densidade (Nowell e Jackson 1996). Apesar disso, a maior parte das informações sobre a ecologia desta espécie são oriundos de pesquisas conduzidas na América do Norte (Laundre 2005; Paviolo et al. 2009), tornando essencial o aumento da produção científica na América Latina para um melhor entendimento e conservação desta espécie emblemática.

As interações entre o segundo maior predador das Américas e o cão-doméstico são ainda escassas, contando com poucos trabalhos avaliando a segregação temporal dos padrões de atividade diária de possíveis competidores. Não é possível saber se a onça parda afeta os cães, uma vez que podem predá-los (Villepique et al. 2011; Gómez-Ortiz e Monroy-Vilchis 2013; Luque-Machaca et al. 2022), ou são afetadas por eles, já que no hemisfério sul esse felino tem menor tamanho quando comparado aos norte-americanos, e enfrentam uma espécie que forma matilhas e ocorre em densidades muito acima da capacidade de suporte de qualquer sistema natural (Gompper 2014). A compreensão dessa interação e a avaliação dos efeitos mútuos entre

a onça-parda e os cães-domésticos são de extrema importância para uma gestão eficaz da conservação da fauna e para o estabelecimento de estratégias de coexistência sustentável. E dessa forma o trabalho tem como objetivo avaliar se onças-pardas afetam ou são afetadas temporal e espacialmente por cães-domésticos.

2 Materiais e Métodos

2.1 Área de estudo

Os dados foram coletados na Estação Ecológica de Santa Bárbara (2.872 ha) e na Floresta Estadual Águas de Santa Bárbara (1.659,97 ha), localizadas no município de Águas de Santa Bárbara/SP (22°48'59" S, 49°14'12" W) (Figura 1 - Mapa). A cobertura do solo é composta por um mosaico com predomínio de cerrado (com um gradiente fisionômico que vai de campos limpos até o cerradão) seguido de floresta estacional semidecidual e plantações de pinus e eucalipto (Melo e Durigan 2011).

A paisagem do entorno é composta por áreas de pastagem e cultivos agrícolas, centro urbano e duas rodovias que cortam as duas áreas, as rodovias SP-280 - Rodovia Castelo Branco e a SP-261, estrada não pavimentada que liga Avaré a Lençóis Paulista (Melo e Durigan 2011).

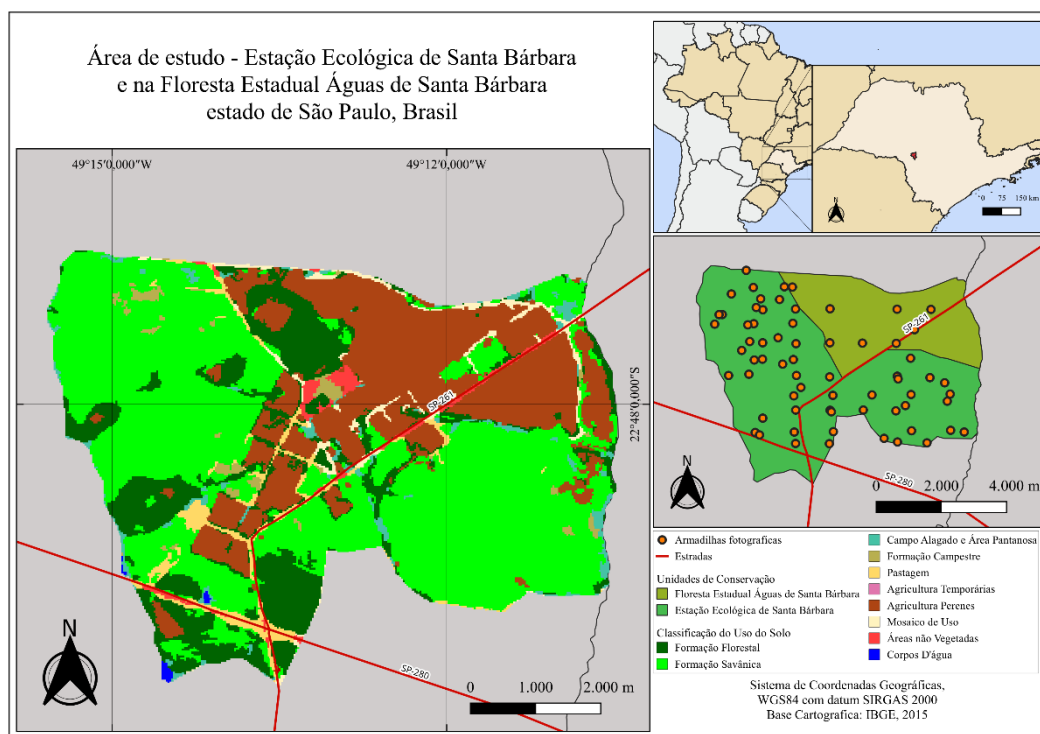


Figura 1 – Mapa da área do estudo demonstrando os pontos amostrais Estação Ecológica de Santa Bárbara e na Floresta Estadual Águas de Santa Bárbara, localizadas no município de Águas de Santa Bárbara/SP (Ilustração de autoria própria, 2023).

2.2 Monitoramento

Obtive os registros de onças-pardas e cães-domésticos por meio de armadilhas fotográficas (Bushnell® Trophy Cam 6.0 Mpxl, Scoutguard® SG 550) dispostas de maneira sistematizada em 67 pontos amostrais com distanciamento de cerca de um quilômetro entre os pontos, fazendo os ajustes necessários diante das condições locais.

As armadilhas foram programadas para funcionar continuamente, 24 horas, permanecendo ativas por aproximadamente 60 dias em cada ponto, sendo que toda vez que seu sensor fosse ativado dispararia três fotos com intervalo de 10 segundos entre cada. Fixei os equipamentos nos troncos das árvores a aproximadamente 30-40 centímetros do chão para a detecção do estrato terrestre. Realizei as coletas de agosto de 2014 a junho de 2015, com vistorias para

substituição de pilhas e cartões de memória dos equipamentos a cada 30 dias, aproximadamente.

2.3 Análise dos dados

2.3.1 Padrão de atividade

Para descrever o padrão de atividade das espécies converti todos os tempos em radianos e utilizei a estimativa de densidade de kernel, que gera uma distribuição de densidade de probabilidade do padrão de atividade (Meredith e Ridout 2021). Utilizei para essa análise apenas os registros fotográficos independentes, aqueles com um intervalo mínimo de 30 minutos entre registros da mesma espécie na mesma estação (Ridout e Linkie 2009). Para avaliar a sobreposição do horário de atividade entre as espécies, comparei as curvas de densidade kernel e calculei o fator de sobreposição (Δ), utilizando o pacote *Overlap* na linguagem R (Ridout e Linkie 2009; Meredith e Ridout 2021). Adicionalmente, realizei a análise de sobreposição das espécies e comparei o padrão de atividade de uma espécie em pontos amostrais na presença e na ausência da segunda espécie. Complementarmente, realizei um teste de Watson-Wheeler (W) para comparar a distribuição de atividade e avaliar se a sobreposição das curvas de densidade eram significativamente diferentes.

2.3.2 Evitação temporal

Para avaliar a evitação temporal da onça-parda em resposta à presença do cão-doméstico nos locais onde ambas as espécies ocorreram, utilizei uma abordagem semelhante à descrita por Bianchi et al. (2020). Calculei o intervalo de tempo (em horas) entre a passagem inicial de um indivíduo de onça-parda e a subsequente passagem de um cão-doméstico, comparando-o com o intervalo de tempo registrado para outras espécies consideradas presas ou espécies neutras (que estão presentes na área, mas não há registro de predação na literatura) após a passagem da

onça-parda. Da mesma forma, calculei o intervalo de tempo entre a passagem inicial de um cão-doméstico e a subsequente passagem de uma onça-parda, comparando-o com o intervalo de tempo registrado para espécies consideradas presas ou espécies neutras após a passagem de cães-domésticos. Todos os dados foram normalizados usando a transformação de Box-Cox e analisados por meio de testes de ANOVA, seguidos pelo teste Tukey a posteriori. Todas as análises foram realizadas no ambiente R.

2.3.3 Avaliação espacial

Para avaliar a sobreposição espacial das espécies na paisagem, utilizei modelos de ocupação em uma abordagem de três etapas: (1) as probabilidades de detecção de espécies individuais (p), (2) o uso de paisagem para onça-parda e cão-doméstico (*single species*), e (3) os padrões de uso de duas espécies (ou seja, coocorrência) de onça-cão usando as variáveis dos modelos melhor ranqueados entre os modelos *single species*. Utilizei o pacote Unmarked (Fiske I, Chandler R 2011) na linguagem R (R Development Core Team, 2020) para todas as análises e classifiquei os modelos com base no Critério de Informação de Akaike ajustado para tamanho amostral reduzido (AICc) e pesos do modelo (W_t) (MacKenzie e Hines 2018). Considerei modelos com 0,90 W_t cumulativo (ou seja, o conjunto de confiança de 90%). Considerei covariáveis com intervalos de confiança (IC) do valor beta (β) de coeficiente de 85% que não se sobreponham a zero (Arnold 2010). Covariáveis correlacionadas não foram usadas no mesmo modelo (correlação de classificação de Spearman $|>0,60|$). As ocasiões de amostragem foram definidas como períodos de 5 dias, gerando históricos de encontros para cada espécie em cada câmera, considerando detecções e não detecções.

As variáveis climáticas (temperatura, pluviosidade e umidade) utilizadas como preditoras da detecção foram obtidas através do “Centro integrado de informações agrometeorológicas” (<http://www.ciiagro.sp.gov.br/>). Extrai as variáveis ambientais da paisagem (Formação

Florestal, Formação Savânica, Formação Natural não Florestal, Pastagem e Agricultura) a partir de mapas de uso e cobertura do solo provenientes do Projeto MapBiomas de 2015, coleção 7 (<http://mapbiomas.org>) utilizando Software QGIS (QGIS 3.18.3 with GRASS 7.8.5). Calculei as distâncias dos pontos amostrais até as rodovias, corpos d'água e áreas urbanas mais próximas, utilizando a ferramenta “*point to line distance*” do pacote SAGA do QGIS. Essas variáveis preditoras foram incluídas nos modelos de ocupação (Apêndice – Tabela 01).

3 Resultados

Com um esforço amostral total de 3.860 câmeras/dia, obtive 194 registros independentes e 100 ocorrências de onça-parda em 37 pontos amostrais e 300 registros independentes e 79 ocorrências de cão-doméstico em 30 pontos amostrais. Ambas as espécies ocorrem em 23 pontos de estudo.

A onça-parda apresentou atividade crepuscular-noturna, com maior pico de atividade próximo às 19:00, mantendo uma ocorrência frequente entre às 01:00 e 07:00 (Figura 2). O cão-doméstico foi predominantemente diurno, exibindo três picos de detecção às 06:00, às 12:00 e às 18:00 (Figura 2). As espécies apresentaram sobreposição no horário de atividade de 47% ($\Delta 4 = 0.47$, IC95% = 0.37-0.51) com diferença significativa ($W = 183.36$, $p < 0.001$) na frequência de horário de atividade entre as espécies considerando todos os registros (Figura 2), mas essa sobreposição cai para 38% ($\Delta 4 = 0.38$, IC95% = 0.26-0.46, $W = 81.48$ $p < 0.001$) quando considerados apenas pontos de sobreposição espacial (Figura 2). O padrão de atividade de onça-parda em pontos com e sem registro de cão-doméstico foi similar, com 83% de sobreposição ($\Delta 1 = 0.83$, IC95% = 0.79-0.94, $W = 1.4678$, $p = 0.48$) (Figura 2), enquanto cães-domésticos parecem modificar sua atividade em pontos com onças-pardas ($\Delta 4 = 0.49$, IC95% = 0.33-0.52, $W = 66.951$, $p < 0.001$), concentrando a atividade às 07:00 em pontos com presença da onça-parda (Figura 2).

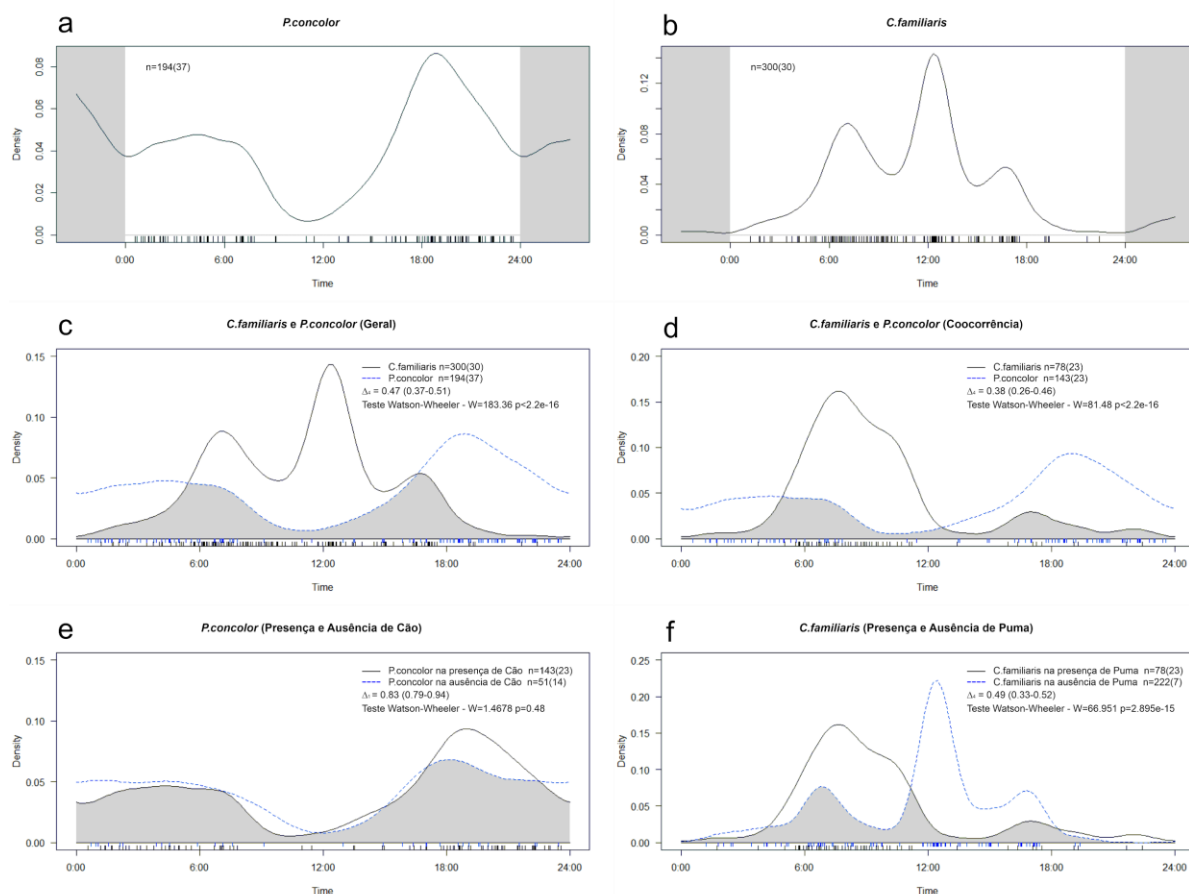


Figura 2 - Padrões do horário de atividade e sobreposições do padrão de atividade no período entre agosto de 2014 a junho de 2015, na Estação Ecológica de Santa Bárbara e Floresta Estadual Águas de Santa Bárbara, no município de Águas de Santa Bárbara- SP. a) Padrão do horário de atividade da onça-parda (*Puma concolor*) 194 registros em 37 pontos; b) Padrão do horário de atividade do cão-doméstico (*Canis familiaris*) 300 registros em 30 pontos; c) Sobreposição do padrão de atividade de cão-doméstico e onça-parda levando em consideração todos os pontos amostrais ; d) Sobreposição do padrão de atividade de cão-doméstico (n=78 registros em 23 pontos) e onça-parda (n=143 registros em 23 pontos) apenas em pontos de coocorrência ; e) Sobreposição no padrão de atividade de onça-parda em pontos que registraram a presença (n=143 registros em 23 pontos) de cão-doméstico e pontos que não registraram a presença (n=51 registros em 14 pontos) de cão-doméstico ; f) Sobreposição no padrão de atividade de cão-doméstico em pontos que registraram a presença (n=78 registros em 23 pontos) de onça-parda e pontos que não registraram a presença (n=222 registros em 7 pontos) de onça-parda (Ilustração de autoria própria, 2023).

Em relação ao intervalo de tempo (em horas) entre os registros, obtive sete registros de cães-domésticos, três de espécies neutras e 75 de presas após registro de onça-parda. Não houve diferença de tempo de registro de cães-domésticos (média = 40 horas), de espécies neutras

(média = 52 horas) e presas (média = 48 horas) após registro de onça-parda ($F=0.176$, $p=0.839$) (Figura 3). Em relação aos cães-domésticos, obtive sete registros de espécies neutras, 54 de presas e 10 de onça-parda após registro de cão-doméstico. O tempo de passagem de uma espécie neutra (média = 25 horas), da onça-parda (média = 74 horas), e de espécies de presa (média = 33 horas) foram significativamente diferentes ($F = 4.1456$, $p = 0.02$) após o registro de cães-domésticos (Figura 4). Onças-pardas demoraram aproximadamente três vezes mais para passar após o registro de cães-domésticos do que espécies neutras ($p = 0.04$) e duas vezes mais para passar após o registro de cães-domésticos do que espécies de presa ($p = 0.02$).

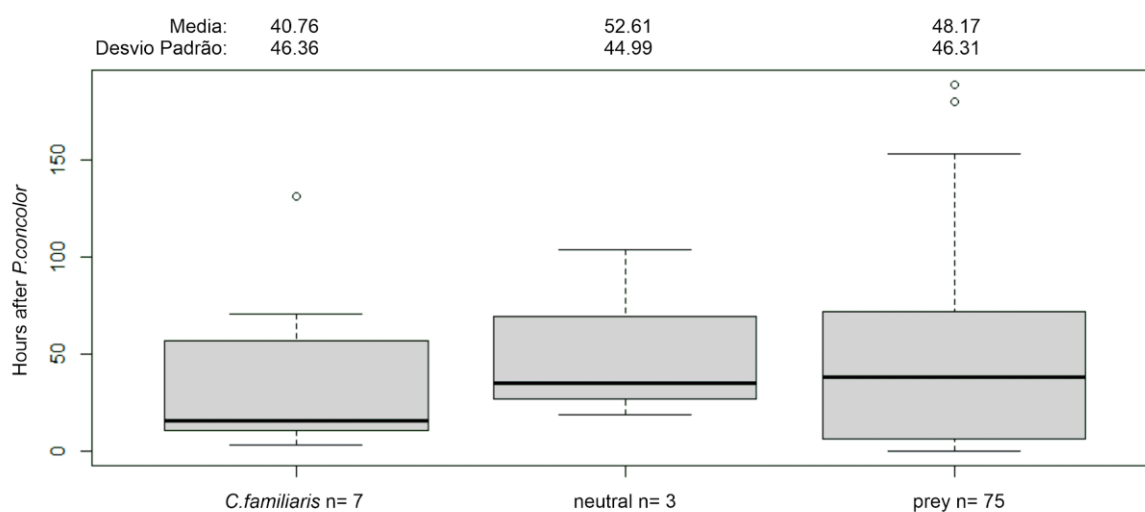


Figura 3 - Intervalo de tempo (em horas) da passagem de cão-doméstico (*Canis familiaris*), espécies neutras e presas após a passagem de uma onça-parda (*Puma concolor*) (Ilustração de autoria própria, 2023).

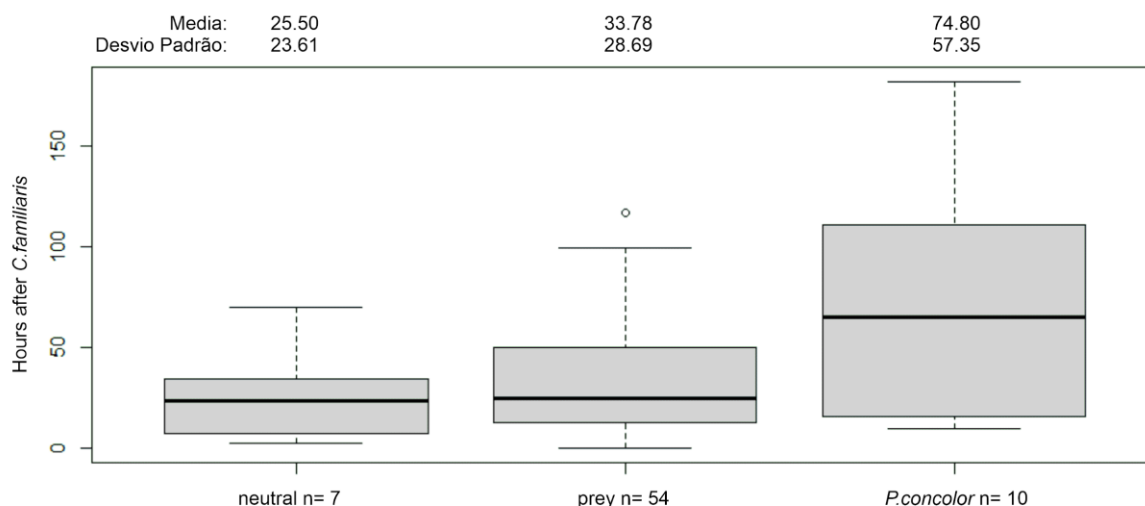


Figura 4 - Intervalo de tempo (em horas) da passagem de onça-parda (*Puma concolor*), espécies neutras e presas após a passagem de um cão-doméstico (*Canis familiaris*) (Ilustração de autoria própria, 2023).

A detecção de onça-parda foi positivamente relacionada à localização das câmeras em estradas dentro da unidade de conservação ($\beta = 1.96$ IC 85%: 1.32, 2.59) e negativamente a altas temperaturas ($\beta = -0.15$ IC 85%: -0.33, 0.02). A localização das câmeras em estradas também aumentou a probabilidade de cães-domésticos ($\beta = 2.75$ IC 85%: 1.85, 3.64) (Tabela 1).

Tabela 1 - Modelos de detecção *single-species* para *Puma concolor* e *Canis familiaris* na Estação Ecológica de Santa Bárbara e Floresta Estadual Águas de Santa Bárbara, no município de Águas de Santa Bárbara no estado de São Paulo, Brasil

Modelos	nPars	delta	AICwt	cumltvWt
Onça-parda (<i>Puma concolor</i>)				
p(Estr) $\psi(.)$	3	0	0,56	0,56
p(Estr + Temp) $\psi(.)$	4	0,48	0,44	1
p(Temp) $\psi(.)$	3	22,19	8.5e-06	1
p(.) $\psi(.)$	2	29,72	2.0e-07	1
p(Prec) $\psi(.)$	3	30,76	1.2e-07	1
p(Umid) $\psi(.)$	3	30,99	1.0e-07	1
Cão-doméstico (<i>Canis familiaris</i>)				
p(Estr) $\psi(.)$	3	0	0.72077	0.72

p(Estr + Temp) $\psi(.)$	4	1.9	0.27859	1
p(.) $\psi(.)$	2	15.74	0.00028	1
p(Temp) $\psi(.)$	3	17.17	0.00013	1
p(Umid) $\psi(.)$	3	17.45	0.00012	1
p(Prec) $\psi(.)$	3	17.56	0.00011	1

A percentagem de formação savânica afetou positivamente a probabilidade de uso pela onça-parda ($\beta = 9.46$ IC 85%: 1.13, 17,78), e foi a variável que melhor explicou a utilização, como variável sozinha foi melhor ranqueada e presente nos três primeiros modelos. O mosaico de uso agropecuário demonstrou diminuir a probabilidade de utilização da onça-parda, assim como a abundância de cães, porcentagem de cobertura florestal, culturas perenes e pastagem afetaram negativamente a relação da espécie com o ambiente (Tabela 2). Por outro lado, observou-se que a presença de cães-domésticos levou a uma redução na utilização da formação savânica pelas onças-pardas ($\beta = -0.08$ IC 85%: -1.34, 1.17). Cães-domésticos aumentaram a probabilidade de utilização em razão da proximidade da rodovia SP-280 ($\beta = -1.24$ IC 85%: -1.92, -0.55) e a presença de onças-pardas não modificou a utilização dessas áreas por cães-domésticos ($\beta = -0.85$ IC 85%: -1.77, 0.16). A proximidade com as rodovias (pavimentada ou não) afetou positivamente a probabilidade de ocorrência de ambas as espécies ($\beta = -0.74$ IC 85%: -1.51, 0.02) (Tabela 2).

Tabela 2 - Modelos de ocupação e detecção *single-species* e *mult-species* melhores ranqueados para *Puma concolor* e *Canis familiaris* na Estação Ecológica de Santa Bárbara e Floresta Estadual Águas de Santa Bárbara, no município de Águas de Santa Bárbara no estado de São Paulo, Brasil

Modelos	nPars	delta	AICwt	cumltv Wt
Onça-parda (<i>Puma concolor</i>)				
p(Estr + Temp) $\psi(\text{Savanna_500})$	5	0	0,38	0,38
p(Estr + Temp) $\psi(\text{Savanna_500} + \text{Mosaic_200})$	6	1,81	0,16	0,54
p(Estr + Temp) $\psi(\text{Savanna_500} + \text{Abund_dog})$	6	2,67	0,1	0,64

p(Estr + Temp) ψ (Florest_500 + Perennial_200 + Mosaic_200)	7	3,03	0,08	0,72
p(Estr + Temp) ψ (Florest_500 + Perennial_200)	6	4,05	0,05	0,77
p(Estr + Temp) ψ (Florest_500 + Perennial_200 + Abund_dog)	7	4,24	0,05	0,82
p(Estr + Temp) ψ (Mosaic_200 + Perennial_200)	6	4,75	0,04	0,85
p(Estr + Temp) ψ (Mosaic_200 + Perennial_200 + Pasture_1000)	7	5,07	0,03	0,89
Cão-doméstico (<i>Canis familiaris</i>)				
p(Estr) ψ (D_rodov)	4	0.00	6.30E-01	0.63
p(Estr) ψ (D_estra)	4	2.40	1.90E-01	0.83
p(Estr) ψ (D_terra)	4	4.40	7.00E-02	0.9
Coocorrência				
pPuma(Temp + Estr) pCanis(Estr) ψ Puma(Savanna_500)	11	0	0,26	0,26
ψ Canis(D_rodv) ψ Puma-Canis(D_estra)				
pPuma(Temp + Estr) pCanis(Estr) ψ Puma(Savanna_500)	11	0,01	0,25	0,51
ψ Canis(D_rodv) ψ Puma-Canis(D_terra)				
pPuma(Temp + Estr) pCanis(Estr) ψ Puma(Savanna_500)	9	0,74	0,18	0,68
ψ Canis(D_rodv)				
pPuma(Temp + Estr) pCanis(Estr) ψ Puma(Savanna_500)	12	1,99	0,09	0,78
ψ Canis(D_rodv) ψ Puma-Canis(D_estra + Savanna_500)				
pPuma(Temp + Estr) pCanis(Estr) ψ Puma(Savanna_500)	11	2,51	0,07	0,85
ψ Canis(D_estra) ψ Puma-Canis(D_rodov)				
pPuma(Temp + Estr) pCanis(Estr) ψ Puma(Savanna_500)	11	2,78	0,06	0,92
ψ Canis(D_terra) ψ Puma-Canis(D_rodov)				

4 Discussão

O padrão de atividade da onça-parda foi crepuscular-noturna, similar ao padrão apresentado em outras regiões (Bianchi et al. 2020; Gómez et al. 2005; Hornocker e Negri 2010). No entanto, outros estudos descrevem o padrão como noturno ou catemeral (Azevedo et al. 2018; Di Bitetti et al. 2010; Massara et al. 2018; Romero-Muñoz et al. 2010). Essa variação nos padrões de atividade sugere que a onça-parda pode restringir suas atividades durante os períodos do dia com altas temperaturas, possivelmente evitando os horários mais quentes (Astete et al. 2017). Essa característica pode ser atribuída à capacidade limitada de termorregulação dos felinos (West 2005). Além disso, o horário de atividade dos carnívoros, incluindo a onça-parda, pode ser influenciado por diversos fatores, como disponibilidade de presas, evitação de encontros entre machos e fêmeas fora do período de reprodução, aumento da atividade noturna devido às atividades humanas, entre outros (Azevedo et al. 2018; Gaynor et al. 2018; Kronfeld-Schor et al. 2013, 2017). A onça-parda é uma espécie generalista, capaz de realizar ajustes comportamentais de acordo com as condições ambientais e pressões seletivas, sendo plausível que ela também module seu padrão de atividade em resposta a uma variedade de fatores, incluindo a presença de cães-domésticos e a presença de seres humanos.

O cão-doméstico exibiu um padrão de atividade predominantemente diurno, como relatado em estudos anteriores (Bianchi et al. 2020; Frigeri et al. 2014; Merson et al. 2019; Andrade Silva et al. 2018; Zanin et al. 2019). Alguns trabalhos sugerem que a espécie seja exclusivamente diurna (Frigeri et al. 2014; Sepúlveda et al. 2015), mesmo que apresente um padrão catemeral (Zanin et al. 2019) ou noturno (Zapata-Ríos e Branch 2016) em diferentes regiões. O mais provável é que cães rurais de vida livre apresentem atividade que reflete os horários de atividade humana, onde os cães-domésticos acompanham os tutores nas atividades diárias e onde, provavelmente, há fornecimento de recursos alimentares (Frigeri et al. 2014; Merson et al. 2019; Guedes et al. 2021).

Em locais onde houve registro conjunto da onça-parda com o cão-doméstico, observou-se uma modificação no padrão de atividade do cão-doméstico, deslocando-se para o período da manhã. Essa mudança pode indicar uma evitação temporal nessa escala, uma estratégia comum adotada por várias espécies para evitar encontros predatórios ou agonísticos (Sih et al. 2010; Di Betetti et al. 2010). A evitação temporal pode ocorrer devido à competição por recursos, como presas naturais ou fontes de alimento fornecidas pelos humanos. Além disso, é possível que o cão-doméstico represente uma ameaça para a onça-parda, o que pode resultar em uma maior tendência à evitação (Gompper 2014; Doherty et al. 2017). A interação entre cães-domésticos e onças-pardas pode ser negativa para ambas as espécies, pois o cão-doméstico pode ser potencialmente predado pela onça-parda, e a presença de cães-domésticos pode interferir na caça e no uso do espaço por parte da onça-parda (Villepique et al. 2011; Gómez-Ortiz e Monroy-Vilchis 2013; Luque-Machaca et al. 2022).

Ao analisar o intervalo de tempo entre os registros, observei que o cão-doméstico apresentou uma média de tempo após a passagem da onça-parda semelhante às espécies neutras e presas. Esses resultados são consistentes com estudos realizados em outras áreas de Mata Atlântica (Bianchi et al. 2020), indicando que o cão-doméstico não sofre um efeito imediato significativo da atividade das outras espécies. No entanto, ao avaliar o tempo de passagem da onça-parda após o registro do cão-doméstico, foi identificada uma evitação temporal média de três dias, aproximadamente três vezes maior em comparação a espécies neutras e duas vezes maior em relação a espécies de presas. Essa evitação temporal está de acordo com outros estudos que relatam um comportamento similar de espécies de grande porte em resposta à presença de cães-domésticos (Zapata-Ríos e Branch 2016; Bianchi et al. 2020; Parsons et al. 2016). Esses resultados sugerem que as onças-pardas podem adotar uma estratégia de evitação espacial do cão-doméstico como forma de minimizar o risco de interações negativas. A presença dos cães-domésticos pode representar uma potencial ameaça para as onças-pardas, levando-as a evitar o

contato direto com esses animais, a fim de reduzir o risco de confrontos ou competição por recursos (Di Bitetti et al. 2006; Zapata-Ríos e Branch 2016). Apesar de alguns estudos indiquem uma continuidade do padrão de atividade da onça-parda mesmo em áreas com sobreposição de cães-domésticos (Bianchi et al. 2020), é importante considerar que a presença de espécies exóticas, como cães-domésticos, pode influenciar o comportamento das onças-pardas em decorrência a fatores como densidades de cães, formação de matilhas ou a presença conjunta de cães-domésticos e seres humanos.

Os resultados deste estudo revelaram uma relação positiva entre a detecção da onça-parda e do cão-doméstico e a localização das câmeras em estradas. Essa associação entre a presença de câmeras em estradas e a detecção de ambas as espécies já foi observada em estudos anteriores (Di Bitetti et al. 2010; Srbek-Araujo e Chiarello 2017; Sollmann et al. 2011), indicando que a instalação de câmeras em estradas e trilhas pode influenciar a probabilidade de detecção dessas espécies. O uso de estradas por carnívoros pode ser uma estratégia importante em relação à redução dos custos de deslocamento, facilitando a locomoção, fornecendo acesso a recursos como abrigo e alimento, e oferecendo menor resistência ao movimento, permitindo um deslocamento mais fácil e silencioso (Weckel et al. 2006; Harmsen et al. 2010; Srbek-Araujo e Chiarello 2013; Di Bitetti et al. 2014).

A onça-parda apresentou uma relação positiva com a formação savânica, sendo essa a variável que melhor explica a utilização do espaço por essa espécie, indicando que mesmo que a espécie seja detectada em diferentes culturas agrícolas (Riley et al. 2021), essa depende da vegetação nativa e de áreas protegidas com menor atividade humana ao longo de toda sua distribuição (Zeller et al. 2017; Craighead et al. 2022; Zanon Martinez et al. 2022). No Panamá, por exemplo, a probabilidade de ocupação da onça-parda aumentou proporcionalmente à extensão de floresta primária (Craighead et al. 2022), e na Argentina, em áreas próximas a reservas naturais (Zanon Martinez et al. 2022). Essa preferência por ambientes florestais também foi

observada na Califórnia, Estados Unidos, onde onças-pardas demonstraram uma maior afinidade por áreas florestais e matas ciliares (Zeller et al. 2017). Esses estudos corroboram a importância do ambiente natural na conservação e no manejo das populações de felinos (Krishnamurthy et al. 2016; Alvarenga et al. 2021), ressaltando a necessidade de proteger e preservar os habitats naturais, como florestas primárias e áreas de vegetação nativa, além de considerar estratégias de manejo que promovam a coexistência harmoniosa entre humanos e felinos, como o compartilhamento de terras (Jiang et al. 2017). Essas abordagens podem contribuir para a conservação de grandes felinos em diferentes contextos geográficos.

Em relação aos cães-domésticos, a proximidade com rodovias, sejam pavimentadas ou não, foi a variável que melhor explicou a utilização do espaço por essas espécies. Esses resultados corroboram estudos anteriores que demonstraram uma forte associação entre cães-domésticos e atividades humanas, especialmente em áreas próximas a estradas (Bianchi et al. 2021; Gompper 2014; Sepúlveda et al. 2015). As estradas são locais de intensa atividade humana, com maior probabilidade de ocorrer o abandono ou a fuga de cães, assim como a disponibilidade de alimentos e a presença de pessoas que podem alimentá-los (Sepúlveda et al. 2015; Paschoal et al. 2018). Portanto, a associação entre cães-domésticos e rodovias revela a importância de considerar a influência humana na ecologia e no comportamento desses animais.

A presença do cão-doméstico teve um efeito negativo na utilização do ambiente savânico pela onça-parda, conforme previsto pelas análises temporais. Isso reforça a ideia de que as onças-pardas estão evitando espacialmente locais com a presença de cães-domésticos. Cães-domésticos parecem afetar negativamente o uso do espaço por diferentes espécies (Vanak, Thaker e Gompper 2009), mesmo carnívoros de maior porte, como ursos-de-óculos (Zapata-Ríos e Branch 2016). Essas descobertas reforçam a ideia de que, embora a estrutura da vegetação e da distribuição dos recursos na paisagem desempenhem um papel fundamental na distribuição das espécies, a interferência de competidores, especialmente espécies exóticas

como os cães-domésticos, pode alterar significativamente os padrões de uso do habitat pelas espécies nativas.

A presença de espécies exóticas destaca a importância de entender e mitigar o impacto que elas podem ter sobre a fauna nativa. Além disso, é crucial abordar a questão do manejo adequado dos cães-domésticos, levando em consideração as leis e resoluções relacionadas à sua criação e posse. No entanto, é necessário reconhecer que essas regulamentações são negligentes ao não considerar os potenciais impactos negativos na fauna silvestre (Brasil 2017; São Paulo 2005, 2008). Os cães-domésticos podem transmitir doenças para a fauna silvestre, como a cinomose e a leptospirose, representando um risco para a saúde desses animais (Nava et al. 2008). Com a falta de fiscalização e projetos de educação da população, é provável que as populações de cães-domésticos aumentem, o que pode ter efeitos negativos até mesmo em predadores de topo, como os felinos. A ausência de controle populacional e a presença indiscriminada de cães-domésticos em áreas naturais podem causar efeitos negativos, tais como predação de espécies nativas e competição por recursos. Além disso, a manutenção da vegetação nativa desempenha um papel fundamental na conservação das espécies, principalmente dos felinos (Nagy-Reis et al. 2017), que atuam como predadores de topo e desempenham um papel crucial na manutenção da biodiversidade. A preservação de habitats naturais, como florestas primárias e áreas de vegetação nativa, é essencial para garantir a sobrevivência e o bem-estar desses animais. Ao abordar essas questões de forma integrada, considerando tanto a importância da manutenção da vegetação nativa quanto a necessidade de um manejo adequado dos cães-domésticos, podemos avançar na conservação das espécies ameaçadas e na preservação dos ecossistemas. Somente por meio de uma abordagem abrangente e colaborativa, envolvendo a participação de governos, pesquisadores, comunidades locais e proprietários de animais, poderemos garantir uma coexistência harmoniosa entre humanos e vida selvagem, promovendo a sustentabilidade ambiental e a proteção das espécies que dependem de habitats preservados.

5 Conclusão

O presente estudo sugere que a presença de cães-domésticos impacta negativamente o uso do ambiente savânico pelas onças-pardas, demonstrando a necessidade de considerar os efeitos potenciais das espécies exóticas na fauna nativa. Esse impacto demonstrado pelos modelos de ocupação, foram também observados nas análises temporais, que mostraram uma evitação temporal média de três dias do tempo de passagem da onça-parda após o registro do cão-doméstico, aproximadamente três vezes maior em comparação a espécies neutras e duas vezes maior em relação a espécies de presas. Embora o padrão de atividade da onça-parda tenha sido mantido na presença dos cães-domésticos, houve um deslocamento no padrão de atividade dos cães, sugerindo uma resposta comportamental a essa interação, uma estratégia comum adotada por várias espécies para evitar encontros predatórios ou agonísticos. A presença de espécies exóticas, como cães-domésticos, ressalta a importância do manejo adequado desses animais para prevenir predação e competição com espécies nativas. A conservação de habitats naturais, como florestas primárias, é essencial para garantir o bem-estar da fauna, especialmente dos felinos, fundamentais na manutenção da biodiversidade. Uma abordagem colaborativa envolvendo governos, pesquisadores e comunidades locais é essencial para promover a coexistência harmoniosa entre humanos e vida selvagem e garantir a sustentabilidade ambiental.

Referências

- Alvarenga, G.C., Chiaverini, L., Cushman, S.A., Dröge, E., Macdonald, D.W., Kantek, D.L.Z., Morato, R.G., Thompson, J.J., Oscar, R.B., Abade, L. and de Azevedo, F.C.C., 2021. Multi-scale path-level analysis of jaguar habitat use in the Pantanal ecosystem. *Biological Conservation*, 253, p.108900.
- Andrade Silva, K.V.K., Kenup, C.F., Kreischer, C., Fernandez, F.A. and Pires, A.S., 2018. Who let the dogs out? Occurrence, population size and daily activity of domestic dogs in an urban Atlantic Forest reserve. *Perspectives in ecology and conservation*, 16(4), pp.228-233.
- Antonio, S.B., Cerutti, R.D., Scaglione, M.C., Piccione, G. and Refinetti, R., 2017. Daily rhythmicity of behavior of nine species of South American feral felids in captivity. *Physiology & Behavior*, 180, pp.107-112.
- Arnold, T.W., 2010. Uninformative parameters and model selection using Akaike's Information Criterion. *The Journal of Wildlife Management*, 74(6), pp.1175-1178.
- Astete, S., Marinho-Filho, J., Kajin, M., Penido, G., Zimbres, B., Sollmann, R., Jácomo, A.T.A., Tôrres, N.M. and Silveira, L., 2017. Forced neighbours: Coexistence between jaguars and pumas in a harsh environment. *Journal of Arid Environments*, 146, pp.27-34.
- Azevedo, F.C., Lemos, F.G., Freitas-Junior, M.C., Rocha, D.G. and 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(4), pp.246-255.
- Bianchi, R.C., Jenkins, J.M., Lesmeister, D.B., Gouvea, J.A., Cesário, C.S., Fornitano, L., de Oliveira, M.Y., de Moraes, K.D.R., Ribeiro, R.L.A. and Gompper, M.E., 2021. Tayra (Eira barbara) landscape use as a function of cover types, forest protection, and the presence of puma and free-ranging dogs. *Biotropica*, 53(6), pp.1569-1581.
- Bianchi, R.C., Olifiers, N., Riski, L.L., Gouvea, J.A., Cesário, C.S., Fornitano, L., Zanirato, G.L., Yan de Oliveira, M., de Moraes, K.D.R., Ribeiro, R.L.A. and D'Andrea, P.S., 2020. Dog activity in protected areas: behavioral effects on mesocarnivores and the impacts of a top predator. *European journal of wildlife research*, 66(3), p.36.
- Brasil. Presidência da República. Secretaria-Geral. Subchefia para Assuntos Jurídicos. 2017. Lei nº 13.426, de 30 de março de 2017. Dispõe sobre a política de controle da natalidade de cães e gatos e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 31 mar. 2017.
- Buchmann, C.M., Schurr, F.M., Nathan, R. and Jeltsch, F., 2013. Habitat loss and fragmentation affecting mammal and bird communities—The role of interspecific competition and individual space use. *Ecological Informatics*, 14, pp.90-98.
- Caro, T.M. and Stoner, C.J., 2003. The potential for interspecific competition among African carnivores. *Biological Conservation*, 110(1), pp.67-75.

- Carter, N.H., Shrestha, B.K., Karki, J.B., Pradhan, N.M.B. and Liu, J., 2012. Coexistence between wildlife and humans at fine spatial scales. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(38), pp.15360-15365.
- Craighead, K., Yacelga, M., Wan, H.Y., Vogt, R. and Cushman, S.A., 2022. Scale-dependent seasonal habitat selection by jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in Panama. *Landscape Ecology*, 37(1), pp.129-146.
- Creel, S. and Christianson, D., 2008. Relationships between direct predation and risk effects. *Trends in ecology & evolution*, 23(4), pp.194-201.
- Creel, S., 2001. Four factors modifying the effect of competition on carnivore population dynamics as illustrated by African wild dogs. *Conservation Biology*, 15(1), pp.271-274.
- Culver, M., 2009. Lessons and insights from evolution, taxonomy, and conservation genetics. *Cougar: ecology and conservation*, pp.27-40.
- Currier, M.J.P., 1983. *Felis concolor*. *Mammalian species*, (200), pp.1-7.
- Di Bitetti, M.S., De Angelo, C.D., Di Blanco, Y.E. and Paviolo, A., 2010. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica*, 36(4), pp.403-412.
- Di Bitetti, M.S., Paviolo, A. and De Angelo, C., 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology*, 270(1), pp.153-163.
- Di Bitetti, M.S., Paviolo, A. and De Angelo, C., 2014. Camera trap photographic rates on roads vs. off roads: location does matter. *Mastozoología neotropical*, 21(1), pp.37-46.
- Dickerson, A.L., Hall, M.L. and Jones, T.M., 2023. Effects of variation in natural and artificial light at night on acoustic communication: a review and prospectus. *Animal Behaviour*, 198, pp.93-105.
- Dobrovolski, R., Loyola, R.D., Guilhaumon, F., Gouveia, S.F. and Diniz-Filho, J.A.F., 2013. Global agricultural expansion and carnivore conservation biogeography. *Biological Conservation*, 165, pp.162-170.
- Doherty, T.S., Dickman, C.R., Glen, A.S., Newsome, T.M., Nimmo, D.G., Ritchie, E.G., Vanak, A.T. and Wirsing, A.J., 2017. The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates. *Biological conservation*, 210, pp.56-59.
- Doherty, T.S., Glen, A.S., Nimmo, D.G., Ritchie, E.G. and Dickman, C.R., 2016. Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(40), pp.11261-11265.
- Durant, S.M., 1998. Competition refuges and coexistence: an example from Serengeti carnivores. *Journal of Animal ecology*, 67(3), pp.370-386.

Eisenberg, J.F. and Redford, K.H., 1989. *Mammals of the Neotropics, Volume 3: Ecuador, Bolivia, Brazil* (Vol. 3). University of Chicago Press.

Farris, Z.J., Gerber, B.D., Karpanty, S., Murphy, A., Wampole, E., Ratelolahy, F. and Kelly, M.J., 2020. Exploring and interpreting spatiotemporal interactions between native and invasive carnivores across a gradient of rainforest degradation. *Biological Invasions*, 22, pp.2033-2047.

Farris, Z.J., Kelly, M.J., Karpanty, S. and Ratelolahy, F., 2016. Patterns of spatial co-occurrence among native and exotic carnivores in north-eastern Madagascar. *Animal Conservation*, 19(2), pp.189-198.

Frigeri, E., Cassano, C.R. and Pardini, R., 2014. Domestic dog invasion in an agroforestry mosaic in southern Bahia, Brazil. *Tropical Conservation Science*, 7(3), pp.508-528.

Gaynor, K.M., Hojnowski, C.E., Carter, N.H. and Brashares, J.S., 2018. The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science*, 360(6394), pp.1232-1235.

Glen, A.S. and Dickman, C.R., 2005. Complex interactions among mammalian carnivores in Australia, and their implications for wildlife management. *Biological reviews*, 80(3), pp.387-401.

Gómez, H., Wallace, R.B., Ayala, G. and Tejada, R., 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40(2), pp.91-95.

Gómez-Ortiz, Y. and Monroy-Vilchis, O., 2013. Feeding ecology of puma *Puma concolor* in Mexican montane forests with comments about jaguar *Panthera onca*. *Wildlife biology*, 19(2), pp.179-187.

Gompper, M.E. ed., 2014. *Free-ranging dogs and wildlife conservation*. Oxford University Press.

Guedes, J.J.M., Assis, C.L., Feio, R.N. and Quintela, F.M., 2021. The impacts of domestic dogs (*Canis familiaris*) on wildlife in two Brazilian hotspots and implications for conservation. *Anim Biodivers Conserv*, 1, pp.1-14.

Harmsen, B.J., Foster, R.J., Silver, S., Ostro, L. and 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), pp.126-133.

Hornocker, M. and Negri, S., 2010. Cougar, ecology conservation.

Hut, R.A., Kronfeld-Schor, N., van der Vinne, V. and De la Iglesia, H., 2012. In search of a temporal niche: environmental factors. *Progress in brain research*, 199, pp.281-304.

Jiang, G., Wang, G., Holyoak, M., Yu, Q., Jia, X., Guan, Y., Bao, H., Hua, Y., Zhang, M. and Ma, J., 2017. Land sharing and land sparing reveal social and ecological synergy in big cat conservation. *Biological conservation*, 211, pp.142-149.

- Jiménez, J., Nuñez-Arjona, J.C., Mougeot, F., Ferreras, P., González, L.M., García-Domínguez, F., Muñoz-Igualada, J., Palacios, M.J., Pla, S., Rueda, C. and Villaespesa, F., 2019. Restoring apex predators can reduce mesopredator abundances. *Biological Conservation*, 238, p.108234.
- Jones, Melvin. 1917. "You can't get very far until you start doing something for somebody else." In *Lions Clubs International: The First 100 Years*, edited by James E. Price, 12-13. Chicago: Lions Clubs International, 2017.
- Krausman, P.R., Smith, S.M., Derbridge, J. and Merkle, J.A., 2008. Suburban and exurban influences on wildlife and fish. *FWP Project*, 2801.
- Krauze-Gryz, D., Gryz, J.B., Goszczyński, J., Chylarecki, P. and Zmihorski, M., 2012. The good, the bad, and the ugly: space use and intraguild interactions among three opportunistic predators—cat (*Felis catus*), dog (*Canis lupus familiaris*), and red fox (*Vulpes vulpes*)—under human pressure. *Canadian Journal of Zoology*, 90(12), pp.1402-1413.
- Krishnamurthy, R., Cushman, S.A., Sarkar, M.S., Malviya, M., Naveen, M., Johnson, J.A. and Sen, S., 2016. Multi-scale prediction of landscape resistance for tiger dispersal in central India. *Landscape ecology*, 31, pp.1355-1368.
- Kronfeld-Schor, N. and Dayan, T., 2003. Partitioning of time as an ecological resource. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), pp.153-181.
- Kronfeld-Schor, N., Dominoni, D., De la Iglesia, H., Levy, O., Herzog, E.D., Dayan, T. and Helfrich-Forster, C., 2013. Chronobiology by moonlight. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1765), p.20123088.
- Kronfeld-Schor, N., Visser, M.E., Salis, L. and van Gils, J.A., 2017. Chronobiology of interspecific interactions in a changing world. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 372(1734), p.20160248.
- LaBarge, L.R., Evans, M.J., Miller, J.R., Cannataro, G., Hunt, C. and Elbroch, L.M., 2022. Pumas *Puma concolor* as ecological brokers: a review of their biotic relationships. *Mammal Review*, 52(3), pp.360-376.
- Laundré, J.W., 2005. Puma energetics: a recalculation. *The Journal of Wildlife Management*, 69(2), pp.723-732.
- Lazenby, B.T. and Dickman, C.R., 2013. Patterns of detection and capture are associated with cohabiting predators and prey. *PLoS One*, 8(4), p.e59846.
- Levy, O., Dayan, T., Porter, W.P. and Kronfeld-Schor, N., 2019. Time and ecological resilience: can diurnal animals compensate for climate change by shifting to nocturnal activity?. *Ecological Monographs*, 89(1), p.e01334.
- Lewis, J.S., Bailey, L.L., VandeWoude, S. and Crooks, K.R., 2015. Interspecific interactions between wild felids vary across scales and levels of urbanization. *Ecology and evolution*, 5(24), pp.5946-5961.

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. and De Poorter, M., 2000. *100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database* (Vol. 12). Auckland: Invasive Species Specialist Group.

Luque-Machaca, H.A., Oberheim, B.E., Llerena-Reátegui, G., Rodríguez-Bravo, O., Loza-Del Carpio, A., Pacheco, J.I., Iriarte, A. and Zúñiga, A.H., 2022. Diet of the puma (*Puma concolor*) in the alpine highlands of the Salinas y Aguada Blanca National Reserve, Peru. *Food Webs*, 31, p.e00226.

Macdonald, D.W., King, C.M. and Strachan, R., 2007. Introduced species and the line between biodiversity conservation and naturalistic eugenics. *Key topics in conservation biology*, 1, pp.173-185.

MacKenzie, D. and Hines, J., 2018. RPresence: R interface for program PRESENCE. *R package version*, 2(9).

MacKenzie, D.I., Bailey, L.L. and Nichols, J.D., 2004. Investigating species co-occurrence patterns when species are detected imperfectly. *Journal of Animal Ecology*, 73(3), pp.546-555.

Mark Elbroch, L., Saucedo, C. and Wittmer, H.U., 2010. Swimming by pumas (*Puma concolor*) in Patagonia: rethinking barriers to puma movement. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 45(3), pp.187-190.

Massara, R.L., de Oliveira Paschoal, A.M., Bailey, L.L., Doherty Jr, P.F., de Frias Barreto, M. and Chiarello, A.G., 2018. Effect of humans and pumas on the temporal activity of ocelots in protected areas of Atlantic Forest. *Mammalian Biology*, 92, pp.86-93.

Melo, A.C.G. and Durigan, G., 2011. Plano de manejo da Estação Ecológica de Santa Bárbara. *São Paulo: Instituto Florestal*, p.221.

Meredith, M. and Ridout, M., 2021. Package “overlap” Title Estimates of Coefficient of Overlapping for Animal Activity Patterns.

Merson, S.D., Dollar, L.J., Tan, C.K.W. and W Macdonald, D., 2019. Activity patterns of sympatric living exotic and endemic carnivores (the fosa) in Western Madagascar's deciduous forests. *Journal of Zoology*, 307(3), pp.186-194.

Monterroso, P., Díaz-Ruiz, F., Lukacs, P.M., Alves, P.C. and Ferreras, P., 2020. Ecological traits and the spatial structure of competitive coexistence among carnivores. *Ecology*, 101(8), p.e03059.

Moss, W.E., Alldredge, M.W., Logan, K.A. and Pauli, J.N., 2016. Human expansion precipitates niche expansion for an opportunistic apex predator (*Puma concolor*). *Scientific Reports*, 6(1), p.39639.

Nagy-Reis, M.B., Nichols, J.D., Chiarello, A.G., Ribeiro, M.C. and Setz, E.Z., 2017. Landscape use and co-occurrence patterns of Neotropical spotted cats. *PloS one*, 12(1), p.e0168441.

- Nava, A.F.D., Cullen Jr, L., Sana, D.A., Nardi, M.S., Ramos Filho, J.D., Lima, T.F., Abreu, K.C. and Ferreira, F., 2008. First evidence of canine distemper in Brazilian free-ranging felids. *Ecohealth*, 5, pp.513-518.
- Nayeri, D., Mohammadi, A., Qashqaei, A.T., Vanak, A.T. and Gompper, M.E., 2022. Free-ranging dogs as a potential threat to Iranian mammals. *Oryx*, 56(3), pp.383-389.
- Nix, J.H., Howell, R.G., Hall, L.K. and McMillan, B.R., 2018. The influence of periodic increases of human activity on crepuscular and nocturnal mammals: Testing the weekend effect. *Behavioural Processes*, 146, pp.16-21.
- Noor, A., Mir, Z.R., Veeraswami, G.G. and Habib, B., 2017. Activity patterns and spatial co-occurrence of sympatric mammals in the moist temperate forest of the Kashmir Himalaya, India. *Folia Zoologica*, 66(4), pp.231-241.
- Nowak, R.M., 2005. *Walker's Carnivores of the World*. JHU Press.
- Nowell, K. and Jackson, P., 1996. Wild cats: status survey and conservation action plan Gland. Switzerland, *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources*.
- Oliveira, T.G. and Pereira, J.A., 2014. Intraguild predation and interspecific killing as structuring forces of carnivoran communities in South America. *Journal of Mammalian Evolution*, 21, pp.427-436.
- Palomares, F. and Caro, T.M., 1999. Interspecific killing among mammalian carnivores. *The American Naturalist*, 153(5), pp.492-508.
- Parsons, A.W., Bland, C., Forrester, T., Baker-Whetton, M.C., Schuttler, S.G., McShea, W.J., Costello, R. and Kays, R., 2016. The ecological impact of humans and dogs on wildlife in protected areas in eastern North America. *Biological Conservation*, 203, pp.75-88.
- Paschoal, A.M., Massara, R.L., Bailey, L.L., Doherty Jr, P.F., Santos, P.M., Paglia, A.P., Hirsch, A. and Chiarello, A.G., 2018. Anthropogenic disturbances drive domestic dog use of Atlantic forest protected areas. *Tropical Conservation Science*, 11, p.1940082918789833.
- Paviolo, A., Di Blanco, Y.E., De Angelo, C.D. and Di Bitetti, M.S., 2009. Protection affects the abundance and activity patterns of pumas in the Atlantic Forest. *Journal of mammalogy*, 90(4), pp.926-934.
- Polis, G.A., Myers, C.A. and Holt, R.D., 1989. The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. *Annual review of ecology and systematics*, 20(1), pp.297-330.
- Polisar, J., Scognamillo, D., Maxit, I.E. and Sunquist, M., 2008. Patterns of vertebrate abundance in a tropical mosaic landscape. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 43(2), pp.85-98.
- Preisser, E.L., Bolnick, D.I. and Benard, M.F., 2005. Scared to death? The effects of intimidation and consumption in predator-prey interactions. *Ecology*, 86(2), pp.501-509.

- Prugh, L.R. and Sivy, K.J., 2020. Enemies with benefits: integrating positive and negative interactions among terrestrial carnivores. *Ecology Letters*, 23(5), pp.902-918.
- Rayan, D.M. and Linkie, M., 2016. Managing conservation flagship species in competition: Tiger, leopard and dhole in Malaysia. *Biological Conservation*, 204, pp.360-366.
- Reeder, D.M. and Kramer, K.M., 2005. Stress in free-ranging mammals: integrating physiology, ecology, and natural history. *Journal of Mammalogy*, 86(2), pp.225-235.
- Ridout, M.S. and Linkie, M., 2009. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14, pp.322-337.
- Riley, S.P., Sikich, J.A. and Benson, J.F., 2021. Big cats in the big city: Spatial ecology of mountain lions in greater Los Angeles. *The Journal of Wildlife Management*, 85(8), pp.1527-1542.
- Rodríguez, A., Urra, F., Jubete, F., Román, J., Revilla, E. and Palomares, F., 2020. Spatial segregation between red foxes (*Vulpes vulpes*), European wildcats (*Felis silvestris*) and domestic cats (*Felis catus*) in pastures in a livestock area of Northern Spain. *Diversity*, 12(7), p.268.
- Romero-Muñoz, A., Maffei, L., Cuéllar, E. and Noss, A.J., 2010. Temporal separation between jaguar and puma in the dry forests of southern Bolivia. *Journal of Tropical Ecology*, 26(3), pp.303-311.
- Rossa, M., Lovari, S. and Ferretti, F., 2021. Spatiotemporal patterns of wolf, mesocarnivores and prey in a Mediterranean area. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 75, pp.1-13.
- São Paulo (Estado). Governador. 2005. Lei nº 11.977, de 25 de agosto de 2005. Institui o Código de Proteção aos Animais do Estado e dá outras providências. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, SP, 26 ago. 2005.
- São Paulo (Estado). Governador. 2008. Lei nº 12.916, de 16 de abril de 2008. Dispõe sobre o controle da reprodução de cães e gatos e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, SP, 17 abr. 2008.
- Sarasola, J.H., Zanón-Martínez, J.I., Costán, A.S. and Ripple, W.J., 2016. Hypercarnivorous apex predator could provide ecosystem services by dispersing seeds. *Scientific reports*, 6(1), p.19647.
- Sepúlveda, M., Pelican, K., Cross, P., Eguren, A. and Singer, R., 2015. Fine-scale movements of rural free-ranging dogs in conservation areas in the temperate rainforest of the coastal range of southern Chile. *Mammalian Biology*, 80, pp.290-297.
- Sih, A., Bolnick, D.I., Luttbeg, B., Orrock, J.L., Peacor, S.D., Pintor, L.M., Preisser, E., Rehage, J.S. and Vonesh, J.R., 2010. Predator–prey naïveté, antipredator behavior, and the ecology of predator invasions. *Oikos*, 119(4), pp.610-621.
- Soga, M. and Gaston, K.J., 2020. The ecology of human–nature interactions. *Proceedings of the Royal Society B*, 287(1918), p.20191882.

- Sollmann, R., Furtado, M.M., Hofer, H., Jácomo, A.T., Tôrres, N.M. and 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), pp.41-46.
- Srbek-Araujo, A.C. and Chiarello, A.G., 2013. Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 13, pp.51-62.
- Srbek-Araujo, A.C. and Chiarello, A.G., 2017. Population status of the jaguar *Panthera onca* in one of its last strongholds in the Atlantic Forest. *Oryx*, 51(2), pp.246-253.
- Stouffer, D.B. and Bascompte, J., 2010. Understanding food-web persistence from local to global scales. *Ecology letters*, 13(2), pp.154-161.
- Sunquist, M. and Sunquist, F., 2017. *Wild cats of the world*. University of Chicago press.
- Tattersall, I., 1987. Cathemeral activity in primates: a definition. *Folia primatologica*, 49(3-4), pp.200-202.
- Vanak, A.T. and Gompper, M.E., 2009. Dogs *Canis familiaris* as carnivores: their role and function in intraguild competition. *Mammal review*, 39(4), pp.265-283.
- Vanak, A.T. and Gompper, M.E., 2010. Interference competition at the landscape level: the effect of free-ranging dogs on a native mesocarnivore. *Journal of Applied Ecology*, 47(6), pp.1225-1232.
- Vanak, A.T., Thaker, M. and Gompper, M.E., 2009. Experimental examination of behavioural interactions between free-ranging wild and domestic canids. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 64, pp.279-287.
- Villepique, J.T., Pierce, B.M., Bleich, V.C. and Bowyer, R.T., 2011. Diet of cougars (*Puma concolor*) following a decline in a population of mule deer (*Odocoileus hemionus*): lack of evidence for switching prey. *The Southwestern Naturalist*, 56(2), pp.187-192.
- Waddle, J.H., Dorazio, R.M., Walls, S.C., Rice, K.G., Beauchamp, J., Schuman, M.J. and Mazzotti, F.J., 2010. A new parameterization for estimating co-occurrence of interacting species. *Ecological Applications*, 20(5), pp.1467-1475.
- Weckel, M., Giuliano, W. and Silver, S., 2006. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of zoology*, 270(1), pp.25-30.
- Weng, Y., McShea, W., Diao, Y., Yang, H., Zhang, X., Gu, B., Bu, H. and Wang, F., 2022. The incursion of free-ranging dogs into protected areas: A spatio-temporal analysis in a network of giant panda reserves. *Biological Conservation*, 265, p.109423.
- West, P.M., 2005. The lion's mane. *American scientist*, 93(3), pp.226-235.

Yen, S.C., Ju, Y.T., Shaner, P.J.L. and Chen, H.L., 2019. Spatial and temporal relationship between native mammals and free-roaming dogs in a protected area surrounded by a metropolis. *Scientific reports*, 9(1), p.8161.

Zanin, M., Bergamaschi, C.L., Ferreira, J.R., Mendes, S.L. and Oliveira Moreira, D., 2019. Dog days are just starting: the ecology invasion of free-ranging dogs (*Canis familiaris*) in a protected area of the Atlantic Forest. *European Journal of Wildlife Research*, 65, pp.1-10.

Zanon Martinez, J.I., Seoane, J., Kelly, M.J., Sarasola, J.H. and Travaini, A., 2022. Assessing carnivore spatial co-occurrence and temporal overlap in the face of human interference in a semiarid forest. *Ecological Applications*, 32(1), p.e02482.

Zapata-Ríos, G. and Branch, L.C., 2016. Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. *Biological Conservation*, 193, pp.9-16.

Zeller, K.A., Vickers, T.W., Ernest, H.B. and Boyce, W.M., 2017. Multi-level, multi-scale resource selection functions and resistance surfaces for conservation planning: Pumas as a case study. *PLoS One*, 12(6), p.e0179570.

Apêndices

Tabela 01 - Descrição das métricas de uso de solo extraídas dos diferentes tamanhos de buffers e usadas como variáveis preditoras da detecção e da ocupação das espécies.

Variável	Descrição	Modelo	Tamanho de Buffer
Temp	Temperatura média diária em que as câmeras estavam em campo.	p	-
Prec	Precipitação média diária em que as câmeras estavam em campo.	p	-
Umid	Umidade média diária em que as câmeras estavam em campo.	p	-
Estr	Localização das câmeras em estradas ou dentro de fragmento florestal.	p	-
Abund_pre	Abundância de presas <i>P. concolor</i> (KARANDIKAR et al. 2022) em relação ao esforço amostral.	ψ	-
Abund_dog	Abundância de <i>C. familiaris</i> em relação ao esforço amostral.	ψ	-
D_hidro	Distância linear em metros até o corpo d'água mais próximo.	ψ	-
D_urb	Distância linear em metros até a área urbana mais próxima.	ψ	-
D_estra	Distância linear em metros até a estrada mais próxima (pavimentada ou não).	ψ	-
D_rodov	Distância linear em metros até a rodovia pavimentada mais próxima.	ψ	-
D_terra	Distância linear em metros até a rodovia não pavimentada mais próxima.	ψ	-

Florest_	Porcentagem de cobertura natural densa florestal em um raio de metros do ponto amostral.	Ψ	50m, 100m, 200m, 300m, 400m, 500m, 800m e 1000m
Savanna_	Porcentagem de formação savânica, área de cerrado típico em um raio de metros do ponto amostral.	Ψ	50m, 100m, 200m, 300m, 400m, 500m, 800m e 1000m
Grassland_	Porcentagem de formação campestre em um raio de metros do ponto amostral.	Ψ	50m, 100m, 200m, 300m, 400m, 500m, 800m e 1000m
Pasture_	Porcentagem de área de pastagem destinada a uso agropecuário em um raio de metros do ponto amostral.	Ψ	50m, 100m, 200m, 300m, 400m, 500m, 800m e 1000m
Perennial_	Porcentagem de culturas perenes, incluindo café, citrus e silvicultura, em um raio de metros do ponto amostral	Ψ	50m, 100m, 200m, 300m, 400m, 500m, 800m e 1000m
Mosaic_	Porcentagem de uso agropecuário onde não foi possível distinguir entre pastagem e agricultura, em um raio de metros do ponto amostral.	Ψ	50m, 100m, 200m, 300m, 400m, 500m, 800m e 1000m
No_Vegetated_	Porcentagem de áreas de superfícies não permeáveis não mapeadas em suas classes e regiões de solo exposto em área natural ou em áreas de cultura em entressafra, em um raio de metros do ponto amostral.	Ψ	50m, 100m, 200m, 300m, 400m, 500m, 800m e 1000m
Wetland_	Porcentagem de vegetação com influência fluvial e/ou lacustre, ex. Campo Úmido ou Brejo, em um raio de metros do ponto amostral.	Ψ	100m, 200m, 300m, 400m, 500m, 800m e 1000m
Temporary_	Porcentagem de culturas temporárias, incluindo cana e soja, em um raio de metros do ponto amostral.	Ψ	200m, 300m, 400m, 500m, 800m e 1000m
Water_	Porcentagem de corpos d'água em um raio de metros do ponto amostral.	Ψ	500m, 800m e 1000m