



MATEUS DE MELO DIAS

**INTERAÇÃO URSO ANDINO - AMBIENTE EM UMA
REGIÃO DE CONFLITO NOS ANDES CENTRAIS
PERUANOS: IMPLICAÇÕES DE MANEJO E CONSERVAÇÃO
DA BIODIVERSIDADE ALTO-ANDINA**

**LAVRAS – MG
2021**

MATEUS DE MELO DIAS

**INTERAÇÃO URSO ANDINO - AMBIENTE EM UMA REGIÃO DE CONFLITO
NOS ANDES CENTRAIS PERUANOS: IMPLICAÇÕES DE MANEJO E
CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE ALTO-ANDINA**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do
Programa de Pós- Graduação em
Ecologia Aplicada, área de
concentração em Ecologia e
Conservação de Recursos Naturais
em Ecossistemas Fragmentados e
Agrossistemas, para a obtenção do
título de Mestre.

Prof. Dr. Marcelo Passamani
Orientador

LAVRAS – MG
2021

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Melo Dias, Mateus de.

Interação urso andino - ambiente em uma região de conflito nos Andes Centrais Peruanos: implicações de manejo e conservação da biodiversidade alto-andina / Mateus de Melo Dias. - 2021.

91 p. : il.

Orientador(a): Marcelo Passamani.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2021.

Bibliografia.

1. Andes Tropicais. 2. Predação do gado. 3. *Tremarctos ornatus*. I. Passamani, Marcelo. II. Título.

MATEUS DE MELO DIAS

**INTERAÇÃO URSO ANDINO - AMBIENTE EM UMA REGIÃO DE CONFLITO
NOS ANDES CENTRAIS PERUANOS: IMPLICAÇÕES DE MANEJO E
CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE ALTO-ANDINA**

**ANDEAN BEAR - ENVIRONMENT INTERACTION IN A REGION OF CONFLICT
IN THE PERUVIAN CENTRAL ANDES: IMPLICATIONS FOR MANAGEMENT AND
CONSERVATION OF HIGH-ANDEAN BIODIVERSITY**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do
Programa de Pós- Graduação em
Ecologia Aplicada, área de
concentração em Ecologia e
Conservação de Recursos Naturais
em Ecossistemas Fragmentados e
Agrossistemas, para a obtenção do
título de Mestre.

APROVADA em 29 de Junho de 2021

Dr. Adriano Garcia Chiarello – USP

Dr. Adriano Pereira Paglia – UFMG

Dr. Lucas Gonçalves da Silva – UnB

Prof. Dr. Marcelo Passamani
Orientador

LAVRAS – MG
2021

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente meus pais, Lúcia e Felipe, por todo apoio incondicional me dado ao longo da vida. Desde da escolha profissional até as viagens imprevisíveis ao Peru, o suporte deles foi fundamental para chegar até este momento. Agradeço também meus irmãos, Ana e Luiz, por serem sempre um porto-seguro para mim mesmo a distância, a minha irmã por ser a ponte de contato nas horas de aperto e ao meu irmão e a minha cunhada, Paula, por terem me apresentado o Peru lá em 2016, fato que me deu muito mais segurança e confiança para aceitar e desenvolver este projeto.

Meu eterno agradecimento ao meu orientador e professor Dr. Marcelo Passamani, por estes sete anos de aprendizagem, amizade, ensinamentos, viagens e experiências únicas que tive a oportunidade de viver com o Laboratório de Ecologia e Conservação de Mamíferos (LECOM). Agradeço muito pela confiança ao me envolver neste projeto, que foi mais um presente, poder trabalhar com uma espécie tão emblemática, uma biodiversidade única, em paisagens incríveis e com pessoas e culturas que eu nunca teria a sorte de conviver na vida. O seu suporte e serenidade para enfrentar os vários desafios de logística e comunicação do projeto, e posteriormente os desafios que a pandemia impôs a todos, foi essencial para a construção desta dissertação. Os perrengues e lições da viagem ao Peru feita juntos, desde do campo, do abandono no aeroporto, da falta de ar, de cama, de banho, até as comidas exóticas sempre ficarão na memória.

Gostaria de agradecer a todos que participaram ativamente deste trabalho e do campo no Peru, em especial a Jesenia Aliaga, pelo companheirismo e otimismo nas campanhas a Churco, por ser minha tradutora local e maior colaboradora desta dissertação. Um agradecimento especial também ao Marco Arizapana, que foi o grande responsável e articulador da colaboração entre UNCP e UFLA, sempre acolhedor e disposto a ajudar no que precisasse, desde logística, passando pelas cervejas em Huancayo, até as análises. Ao Ítalo Castañeda, pelo auxílio em campo e nas análises, principalmente na pandemia, meu muito obrigado. Ao Fernán Zapata e ao Jesús Ninahuamán, pela coordenação do projeto, desde todo planejamento logístico e financeiro até o contato com os moradores de S.P. Churco, meus sinceros agradecimentos pela confiança depositada a nós do LECOM.

Agradecimento especial aos moradores de S.P. Churco, em especial a Sra. Cirila e Sr. Amancio Ticse, que nos abrigou com todo carinho em sua casa, pelos cafés, marmitas, jantas, papas, conversas e caminhadas juntos. Desconheço mulher mais forte que Sra. Cirila, sempre

fazendo de tudo e ainda era a principal apaziguadora do conflito dentro da comunidade. Ao Sr. Pedro Ticse, Sr. Saturnino e tanto/a outro/as que nos guiava pelas infinitas montanhas de Pampa Hermosa, pelos tantos ensinamentos de campo e por todo auxílio nos dado. Aos guarda-parques do SNPH, especialmente ao Júlio Cesar, pelo apoio na logística de campo. Espero, sinceramente, que este trabalho possa ser o início de uma convivência mais pacífica com o urso-andino e que traga mais qualidade de vida a comunidade de Churco.

Gostaria de agradecer também a todos colegas e amigos do PPG-Ecologia Aplicada da UFLA, por toda companhia, apoio e conversas ao longo do mestrado, que infelizmente a pandemia do coronavírus encurtou um pouco a nossa convivência. Em especial aos colegas de mamíferos, seja do LECOM ou fora, ao Hugo Mabilana, Ana Beatriz, Fernanda Souza, Norma, Víctor, Alejandra e Paolo, que também ajudou ativamente neste projeto.

Um super agradecimento também ao/as amigo/as de república, ao Júlio (Resta), a Mari e em especial ao Davi (Worms), meu quase-irmão de Lavras, por aguentar essa hiperconvivência em tempos de pandemia, pelas conversas, rolês nas cachoeiras, Serrinha, Pedra Preta, por cuidar das plantas, dos bichos, da casa. Aos agregados, Pedrão, Paulo e Leony, por deixarem a vida mais leve e animada.

E um muitíssimo obrigado a minha companheira de vida e namorada, Letícia, por toda convivência, amor, carinho e apoio neste último ano de mestrado. Pelas revisões críticas aos textos dessa dissertação, pelas sugestões, triagem das fotos e pela paciência por me aguentar neste tempo todo. E também meu agradecimento a ela por ajudar a cuidar das meninas, Biscate, Amarulla e Agnes nesse tempo todo, que deixam nossa vida muito mais alegre.

E por fim, gostaria de agradecer pelo privilégio de poder trabalhar com que realmente gosto, de ter a oportunidade de (tentar) compreender a complexidade da natureza e de suas infinitas formas de vida. E de poder conhecer lugares e culturas tão diferentes que nos ensinam que a diversidade é a principal riqueza do mundo e que a gente é apenas poeira nessa imensidão do universo.

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

“A ciência está longe de ser um instrumento perfeito de conhecimento. É apenas o melhor que temos. Nesse aspecto, como em muitos outros, ela se parece com a democracia. A ciência, por si mesma, não pode defender linhas de ação humana, mas certamente pode iluminar as possíveis consequências de linhas alternativas de ação.”

(Carl Sagan)

RESUMO GERAL

No ano de 2015, moradores do povoado de San Pedro de Churco manifestaram seu descontentamento com os constantes ataques ao seu gado por ursos-andinos (*Tremarctos ornatus*) ao Serviço Nacional Florestal e de Fauna Silvestre (SERFOR) do Peru. Localizado na zona alto-andina do entorno do Santuário Nacional Pampa Hermosa (SNPH), o pequeno povoado de S.P. Churco vive da agricultura de subsistêmica e do gado, que é criado de forma extensiva pelos campos alto-andinos. Entre os anos de 2013 e 2018 foi relatado a morte de pelo menos duas centenas de cabeças de gado, tendo como principal responsável o urso-andino, gerando perda de renda e retaliação da fauna envolvida. A partir de diagnósticos preliminares que confirmaram o envolvimento da espécie em alguns eventos de predação foi firmada parcerias com o SERFOR, a *Universidad Nacional del Centro del Perú* (UNCP) e a Universidade Federal de Lavras (UFLA) para promover pesquisas em diferentes linhas de ação acerca do tema conflito humano-urso na região de S.P. Churco. Assim, através do *Centro de Investigación en Alto Montaña* da UNCP e do Laboratório de Ecologia e Conservação de Mamíferos da UFLA foi desenvolvido o presente estudo, focado nos aspectos ecológicos e biológicos da população de urso-andino na região de conflito. Esta dissertação está dividida em duas partes, na primeira buscamos contextualizar ecologicamente a região em que o estudo está inserido, bem como apresentar uma visão geral dos conflitos humano-urso e da biologia do urso-andino. Já na segunda parte apresentamos dois capítulos, no primeiro buscamos entender como e quais são as características ambientais e antrópicas que influenciam o uso do habitat por urso-andino. Além disso, através de armadilhas fotográficas foi possível identificarmos e quantificarmos os indivíduos de urso na área de estudo. E baseado nos nossos resultados tentamos traçar medidas mitigatórias que estivessem de acordo com a realidade do povoado de S.P. Churco. No segundo capítulo buscamos levantar as espécies de mamíferos de médio e grande porte na zona alto-andina do SNPH e de seu entorno. Encontramos uma diversidade representativa da mastofauna de maior porte na área, além de atualizações na distribuição altitudinal de algumas espécies. Esperamos que este conhecimento gerado auxilie na mitigação do conflito, contribuindo para a conservação da biodiversidade local e para um desenvolvimento sustentável a longo prazo na região.

Palavras-chave: Andes Tropicais. Armadilha fotográfica. Predação do gado. Puna. *Tremarctos ornatus*. Uso do habitat.

GENERAL ABSTRACT

In 2015, dwellers of the village of San Pedro de Churco expressed their discontent with the constant attacks on the livestock by Andean bears (*Tremarctos ornatus*) to the National Forestry and Wildlife Service (SERFOR) of Peru. Located in the high-Andean buffer zone of the Pampa Hermosa National Sanctuary (PHNS), the small village of S.P. Churco lives off subsistence agriculture and livestock, which are extensively raised by the high-Andean grasslands. Between 2013 and 2018 it was reported the death of at least two hundred cattle, the main responsible Bear Andean, generating loss of rent and retaliation of involved fauna. Based on preliminary diagnoses that confirmed the species' involvement in some predation events, partnerships were established with SERFOR, the *Universidad Nacional del Centro del Perú* (UNCP) and the *Universidade Federal de Lavras* (UFLA) to promote research in different lines of action about the human-bear conflict theme in the region of S.P. Churco. Thus, through the High Mountain Research Center of the UNCP and the Laboratory of Ecology and Conservation of Mammals at UFLA, this study was developed, focused on the ecological and biological aspects of the Andean bear population in the conflict region. This dissertation is divided into two parts, in the first we search to ecologically contextualize the region in which the study is located, as well as to present an overview of human-bear conflicts and the biology of the Andean bear. In the second part we present two chapters, in the first we search to understand how and what are the environmental and anthropic characteristics that influence the habitat use by the Andean bear. Furthermore, through camera traps it was possible to identify and quantify bear individuals in the study area. And based on our results, we tried to outline mitigation measures that were according with the reality of the village of S.P. Churco. In the second chapter, we search to survey the species of medium and large mammals in the high-Andean zone of the PHNS and its buffer zone. We found a representative diversity of the largest mammals in the area, in addition to updates in the altitudinal distribution of some species. We hope that this knowledge generated will help to mitigate the conflict, contributing to the conservation of local biodiversity and long-term sustainable development in the region.

Keywords: Camera traps. Habitat use. Livestock predation. Puna. *Tremarctos ornatus*; Tropical Andes.

SUMÁRIO

	PRIMEIRA PARTE.....	11
1	INTRODUÇÃO GERAL.....	12
2	REFERENCIAL TEÓRICO.....	14
2.1	Andes Tropicais: os ecossistemas alto-andinos do Peru.....	14
2.2	Os conflitos humano-urso: padrões globais de estudo.....	16
2.3	História natural do urso-andino.....	18
	REFERÊNCIAS.....	21
	SEGUNDA PARTE – CAPÍTULOS.....	28
	1º CAPÍTULO – Os efeitos das características ambientais e antrópicas no uso do habitat por urso-andino (<i>Tremarctos ornatus</i>) em uma região de conflito nos Andes Centrais Peruanos.....	29
1	INTRODUÇÃO.....	32
2	OBJETIVOS.....	36
2.1	Objetivo geral.....	36
2.2	Objetivos específicos.....	36
3	HIPÓTESES.....	36
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	37
4.1	Área de estudo.....	37
4.2	Coleta de dados.....	39
4.2.1	Desenho amostral.....	39
4.2.2	Coleta das variáveis.....	40
4.3	Análise de dados.....	42
5	RESULTADOS.....	44
6	DISCUSSÃO.....	49
6.1	Efeito das variáveis ambientais no uso de habitat pelo urso-andino.....	49
6.2	Relação entre as áreas focais e as taxas de uso pelo urso-andino.....	52
6.3	Implicações de manejo e conservação para o conflito humano-urso.....	54
7	CONCLUSÃO.....	57
	REFERÊNCIAS.....	57
	2º CAPÍTULO – Mamíferos de médio e grande porte da zona alto-andina do Santuário Nacional Pampa Hermosa, Peru.....	66

1	INTRODUÇÃO.....	69
2	OBJETIVOS.....	70
2.1	Objetivo geral.....	70
2.2	Objetivos específicos.....	71
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	71
3.1	Área de estudo.....	71
3.2	Coleta de dados.....	73
3.3	Análise de dados.....	73
4	RESULTADOS.....	74
5	DISCUSSÃO.....	79
6	CONCLUSÃO.....	85
	REFERÊNCIAS.....	85

PRIMEIRA PARTE

INTRODUÇÃO GERAL E REFERENCIAL TEÓRICO

1 INTRODUÇÃO GERAL

No ano de 2015, moradores do povoado andino de San Pedro de Churco (Figura 1) manifestaram seu descontentamento com os constantes ataques ao seu gado por ursos-andinos (*Tremarctos ornatus*) ao Serviço Nacional Florestal e de Fauna Silvestre (SERFOR) do Peru. Localizado na zona alto-andina do entorno do Santuário Nacional Pampa Hermosa (SNPH), as 11 famílias do pequeno e isolado povoado de S.P. Churco vivem basicamente do cultivo de batata e do gado, que é criado de forma extensiva para subsistência. Sem acesso a saneamento básico, energia elétrica, transporte, estradas e serviços de saúde ou comunicação, grande parte da população vive em situação de pobreza e de forma bem tradicional.

Figura 1 – Vista superior (A) e frontal (B) do povoado de S.P. Churco, localizado na zona de amortecimento do Santuário Nacional Pampa Hermosa, nos Andes Centrais peruanos.



Fonte: A - Jesenia A. Huatuco (2020); B - Do autor (2019).

Entre os anos de 2013 e 2018 foi relatado pelos moradores a morte de pelo menos duas centenas de cabeças de gado, tendo como principal responsável o urso-andino, gerando perda de renda e retaliação da fauna envolvida. Devido a ocorrência de outros predadores para a região, como pumas (*Puma concolor*) e raposas-andinas (*Lycalopex culpaeus*), o SERFOR solicitou um diagnóstico preliminar a pesquisadores para confirmar se tais eventos de predação do gado de S.P. Churco estavam de fato relacionados aos ursos-andinos (ROJAS-VERA PINTO & BUTRÓN, 2016). A presença da espécie na zona de amortecimento do SNPH foi confirmada, bem como evidências de consumo e predação por ursos foram encontradas em algumas carcaças de gado (Figura 2) nas zonas de pastoreio (ROJAS VERA-PINTO et al., 2020).

Figura 2 – Carcaça de gado com indícios de ataque por urso-andino (A e B) e gado crioulo criado de forma extensiva (C e D) pela zona alto-andina do Santuário Nacional Pampa Hermosa e seu entorno, próximo ao povoado de S.P. Churco.



Fonte: A e B - Rojas-Vera Pinto et al. (2019); C e D – Do autor (2019).

A partir destes estudos preliminares foi firmada parcerias com os municípios envolvidos, o SERFOR, a *Universidad Nacional del Centro del Perú* (UNCP) e a Universidade Federal de Lavras (UFLA), para promover pesquisas em diferentes linhas de ação acerca do tema conflito humano-urso na região de S.P. Churco. O projeto “*Conflicto del oso andino (Tremarctos ornatus) en la zona de amortiguamiento del Santuário Nacional Pampa Hermosa*” foi firmado no ano de 2019 em um esforço para a geração de conhecimento científico e técnico, desenvolvimento sustentável e conservação da biodiversidade na zona alto-andina do SNPH e de seu entorno, que é protegida por lei. Assim, através do *Instituto Especializado de Investigación de la Facultad de Zootecnia* da UNCP foram desenvolvidos estudos voltados para a parte socioeconômica e zootécnica no contexto do conflito. E já por meio do *Centro de Investigación en Alto Montaña* da UNCP e do Laboratório de Ecologia e Conservação de Mamíferos da UFLA foi desenvolvido o presente estudo, focado nos aspectos ecológicos e biológicos da população de urso-andino na região de conflito.

Esta dissertação está dividida em duas partes, a primeira buscou contextualizar a região biogeográfica e os ecossistemas que o presente estudo está inserido (Figura 3), bem como

apresentar uma visão geral de como os conflitos humano-urso recebem atenção de forma desigual ao longo do globo e trazer informações da história natural do urso-andino.

Já a segunda parte desta dissertação traz dois capítulos que contaram com a colaboração de pesquisadores da UNCP e da *Universidad Nacional de Huánta* (Peru), além do meu orientador. No primeiro capítulo buscamos entender como e quais são as características ambientais e antrópicas que influenciam o uso do habitat por urso-andino, afim de estimar a probabilidade de uso da espécie espaço-temporalmente na região de conflito. Além disso, através de armadilhas fotográficas foi possível identificarmos e quantificarmos os indivíduos de urso na área de estudo. E baseado nos nossos resultados tentamos traçar medidas mitigatórias que estivessem de acordo com a realidade do povoado de S.P. Churco. Pretendemos transformar este primeiro capítulo em formato de artigo que será submetido a revista *Oryx*.

O segundo capítulo desta dissertação resultou como um sub-produto da coleta de dados do primeiro capítulo, em que buscamos levantar as espécies de mamíferos de médio e grande porte na zona alto-andina do SNPH e de seu entorno. Devido a grande lacuna de conhecimento biológico ainda existente em muitas regiões alto-andinas do Peru, este estudo foi o primeiro levantamento sistematizado deste grupo de mamíferos para a região do santuário, sendo um dos únicos para todo o departamento peruano em que a região está inserida. Encontramos uma diversidade representativa da mastofauna de maior porte na área, além de atualizações na distribuição altitudinal de algumas espécies. Pretendemos transformar este segundo capítulo em formato de artigo que será submetido a revista *Mastozoologia Neotropical*.

Por fim, os resultados encontrados nesta dissertação, juntamente com os estudos socioeconômicos e zootécnicos conduzidos pela UNCP serão enviados aos órgãos ambientais do governo peruano. A partir destas informações geradas será possível desenhar ações práticas de manejo em conjunto com os moradores do povoado de S.P. Churco, academia e as diferentes esferas governamentais. Esperamos que esse conhecimento gerado auxilie na mitigação do conflito, contribuindo para a conservação da biodiversidade local e para um desenvolvimento sustentável a longo prazo na região.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Andes Tropicais: os ecossistemas alto-andinos do Peru

Os Andes Tropicais é um dos principais *hotspots* da biodiversidade mundial e detentor da maior taxa de endemismo de vertebrados e plantas do mundo (MYERS et al., 2000). A região

abrange todo o centro-norte da Cordilheira Andina, partindo do extremo norte do Chile e Argentina e se estendendo pela Bolívia, Peru, Equador, Colômbia e Venezuela, com mais 1,5 milhões de km² de extensão (BAX & FRANCESCONI, 2019). Devido sua ampla faixa altitudinal (500 a 6.800 m de altitude) há uma grande diversificação de habitats e ecossistemas ao longo da topografia acidentada da Cordilheira Andina. Como resultado, aproximadamente metade das espécies da região são endêmicas dos Andes Tropicais (MYERS et al., 2000), com as maiores taxas de endemismo encontradas em altitudes mais elevadas, concentrando em manchas de habitat isoladas como vales e topos de montanha (JØRGENSEN et al., 2011; ANTHELME et al., 2014). Os ecossistemas dos bosques nebulosos, páramos e florestas secas do Pacífico são um dos epicentros de endemismo dos Andes Tropicais (YOUNG et al., 2011; SÄRKINEN et al., 2012). No entanto, a maior diversidade de espécies é encontrada em altitudes mais baixas, em especial nos bosques basimontanos da vertente amazônica (PALIN et al., 2011).

Abrigando as maiores elevações dos Andes Tropicais, o Peru é o país com a maior reserva de glaciares tropicais do mundo (VEETIL & KAMP, 2017). Esta grande amplitude altitudinal juntamente com sua ampla extensão faz dos Andes peruanos um dos mais diversos em nível de ecossistemas (JOSSE et al., 2011). No Peru, a Cordilheira Andina pode ser dividida basicamente em três grandes regiões: Andes Ocidentais (vertente voltada para o Pacífico), Andes Orientais (vertente amazônica) e Altiplano. Esta última região, compreende a parte alto-andina dos Andes peruanos e é dominada pela ecorregião da Puna (ROLANDO et al., 2017). Com altitudes que variam entre 3.000 a 5.000 m, a Puna apresenta uma vegetação predominantemente herbácea e um clima sazonal, frio e majoritariamente seco, devido aos ventos contínuos e o ar rarefeito (YARUPAITAN & GIRALDO, 2007). Esta ecorregião é subdividida em dois ecossistemas baseados na precipitação: Puna Seca, que se estende pelos altiplanos andinos do sul do Peru e com uma vegetação xerofílica característica; e a Puna Úmida, que se encontra desde do centro-sul até o centro-norte dos Andes Orientais peruanos, com solos encharcados e vegetação arbustiva dispersa (JOSSE et al., 2009).

Já os Andes Orientais são altamente influenciados pelo clima amazônico, compondo a ecorregião das Yungas (também conhecida como Selva Alta ou Bosques Nebulosos), apresentando uma elevada precipitação e constante nebulosidade (BRACK, 1986; JOSSE et al., 2007). As Yungas peruanas se estendem desde 1.100 aos 3.300 m de altitude, dividindo em três diferentes ecossistemas de acordo com suas cotas altitudinais: Bosque Basimontano (1.100 – 1.800 m), Bosque Montano (1.800 – 2.500 m) e Bosque Alto-Montano (2.500 – 3.300 m)

(PULGAR-VIDAL, 1987; MINAN, 2018). Este último ecossistema, compreende a zona alto-andina amazônica, com um relevo extremamente acidentado e uma elevada diversidade florística, especialmente de epífitas (KRÖMER et al., 2005; SYLVESTER et al., 2014). No limite ecotonal entre as Yungas e a Puna se encontra pequenas formações florestais, conhecidas como Bosques Enanos, formando uma extensa zona transicional por toda vertente oriental dos Andes peruanos (MINAN, 2018).

Os ecossistemas alto-andinos estão entre os mais vulneráveis às mudanças climáticas ao longo dos Andes Tropicais (DANGLES et al., 2017; ROLANDO et al., 2017; FUENTES-CASTILLO et al., 2020; BAX et al., 2021). Com o aumento da temperatura global, o derretimento dos glaciares tropicais está se acelerando em um ritmo crescente, ameaçando a manutenção do ciclo hidrológico e de nutrientes dos Andes Tropicais (BRADLEY et al., 2006; VUILLE et al., 2018). Além disso, estudos já demonstram que a linha de árvores dos bosques está se elevando gradualmente ao longo dos campos alto-andinos devido as mudanças globais, alterando a dinâmica e os processos ecológicos da região (YOUNG et al., 2017). O cultivo de diversas culturas tradicionais e originárias dos Andes, como batata e milho, também já vem sendo afetadas com o aumento da temperatura global, através do aumento de doenças, maiores períodos de seca, menor disponibilidade de água no solo e mudanças nos períodos de colheita e semeadura (SKARBØ & VANDERMOLEN, 2016; QUIROZ et al., 2018; TITO et al., 2018). Assim, estes efeitos climáticos se somam a crescente antropização dos ambientes alto-andinos, intensificando os impactos da perda de habitat, do uso da terra e dos conflitos socioambientais (ANDERSON et al., 2011; ROLANDO et al., 2017; EGHAMI & BARROS, 2020; SCARTOZZI et al., 2020).

2.2 Os conflitos humano-urso: padrões globais de estudo

Conflitos entre humanos e carnívoros estão entre as principais causas do declínio populacional de grandes carnívoros no mundo (WOODROFFE et al., 2007; LUCHERINI & MERINO, 2008; DICKMAN et al., 2011; ZUKOWSKI & ORMSBY, 2016). A origem da maioria dos conflitos se deve a crescente mudança do uso da terra ao longo do globo, fazendo que as fronteiras agrícolas e urbanas avancem sobre as áreas de vida de grandes carnívoros, principalmente em países em desenvolvimento (PETERSON et al., 2010). Como consequência desta perda de habitat e superexploração de recursos naturais, estes animais procuram se adaptar nesta paisagem alterada, aumentando assim a probabilidade de interações indesejadas (FEHLMANN et al., 2021). As principais causas dos conflitos com grandes carnívoros no mundo estão ligadas à segurança humana e aos danos a plantações e criações de animais

domésticos (SILLERO-ZUBIRI et al. 2004; PETERSON et al., 2010; VAN EEDEN et al., 2017; LOZANO et al., 2019). Em decorrência deste cenário, as populações locais são impactadas com a perda de renda, de alimentos e de pessoas, resultando na retaliação e perseguição desta fauna envolvida (TREVES & KARANTH, 2003; GRAHAM et al., 2005; THORN et al., 2013; LE FLORE et al., 2019). A matança intencional em resposta a estes conflitos é uma grande e crescente ameaça a conservação de grandes carnívoros (NORTHRUP et al., 2012; CAN et al., 2014), que possuem uma grande importância ecológica, estruturando e regulando diversos ecossistemas (MILLER et al., 2001; RIPPLE et al., 2014).

Dentre os conflitos com as principais famílias de grandes carnívoros existentes no mundo (Felidae, Canidae e Ursidae), os conflitos com ursídeos são os que recebem menos atenção (CAN et al., 2014; LOZANO et al., 2019). No entanto, com 75% das espécies de ursos ameaçados globalmente e quase 90% delas em alguma situação de conflito com humanos (SWAISGOOD et al., 2016; SCOTSON et al., 2017; VELEZ-LIENDO & GARCÍA-RANGEL, 2017; DHARAIYA et al., 2020; GARSHELIS & STEINMETZ, 2020), soluções para este problema vem se tornando cada vez mais urgentes. Entretanto, a atenção dada aos conflitos humano-urso apresenta um viés geográfico e taxonômico evidente (CAN et al., 2014; LOZANO et al., 2019). A grande maioria dos estudos se concentram na América do Norte e na Europa, sendo que os conflitos existentes no Sudeste Asiático e na América do Sul são os mais negligenciados dentre as regiões ocupadas por ursídeos (GOLDSTEIN et al., 2006; CAN et al., 2014). Em relação as espécies, mais da metade dos estudos de conflito são focados em apenas duas, o urso-negro-americano (*Ursus americanus*) e o urso-pardo (*Ursus arctos*). Já o urso-beiçudo (*Melursus ursinus*), o urso-negro-asiático (*Ursus thibetanus*), e principalmente, o urso-andino (*T. ornatus*) e o urso-malaio (*Helarctos malayanus*) são as espécies que recebem menos atenção, tanto no diagnóstico quanto na mitigação dos conflitos (CAN et al., 2014).

O status atual de conservação destas espécies refletem os diferentes níveis de atenção e pesquisa dado aos conflitos humano-urso no mundo. Na América do Norte, os eventos de conflito existentes não são mais uma importante ameaça a viabilidade populacional de ursos-pardos ou ursos-negros-americanos (LAMB et al., 2018, 2020), ambos com populações estáveis globalmente (MCLELLAN et al., 2017; GARSHELIS et al., 2017). No entanto, a retaliação ainda praticada frente aos conflitos negligenciados entre ursos-beiçudos, ursos-malaios e, principalmente, entre ursos-negros-asiáticos e urso-andinos continua sendo uma das principais ameaças a conservação destas espécies (CAN et al., 2014), ambas em situação de

vulnerabilidade de extinção (SCOTSON et al., 2017; VELEZ-LIENDO & GARCÍA-RANGEL, 2017; DHARAIYA et al., 2020; GARSHELIS & STEINMETZ, 2020).

2.3 História natural do urso-andino

O urso-andino (*T. ornatus*), ou também conhecido popularmente como urso-de-óculos (Figura 3), pelas suas manchas brancas características ao redor dos olhos e face, é o membro mais recente na história evolutiva da família Ursidae (SOIBELZON, 2004; SOIBELZON et al., 2005). Os machos adultos pesam entre 140 e 175 kg, já as fêmeas são menores, pesando entre 60 e 100 kg (PEYTON, 1980; ROJAS-VERA PINTO et al., 2019). É uma espécie elusiva e solitária, porém podem se encontrar com outros indivíduos para forragear, além de formarem pares na época reprodutiva (VELEZ-LIENDO, 1999; PAISLEY, 2001; GARCÍA-RANGEL, 2012). Apresentam uma atividade majoritariamente diurna (CASTELLANOS et al., 2001; PAISLEY, 2001) e diferentemente de outras espécies de ursos, não hibernam (GARSHELIS, 2009). Ursos-andinos possuem áreas de vida que variam de 10 a 150 km², dependendo do ecossistema que ocupa, sendo que os machos tendem ter maiores áreas de vida (CASTELLANOS, 2011; GARCÍA-RANGEL, 2012). A distância média diária percorrida pela espécie é de aproximadamente 800 m, com um máximo de 6 km (até 2.435m em linha reta), sendo que as maiores movimentações são registradas na época de chuvas (PAISLEY, 2001).

Considerado um engenheiro de ecossistemas, o urso-andino funciona como um modulador da estrutura e composição de seus habitats, podando e quebrando galhos, abrindo espaços, criando trilhas para outros animais e dispersando sementes (GOLDSTEIN & KATTAN, 2001; CRESPO-GASCÓN & GUERRERO-CASADO, 2019). São animais adaptados a uma variedade de condições ambientais ao longo das faixas latitudinais e altitudinais dos Andes Tropicais. Podem ser encontrados desde 200 m até 4.750 m de altitude (PEYTON, 1980; VELEZ-LIENDO & GARCÍA-RANGEL, 2017), ocupando diversos ecossistemas, desde desertos costeiros, bosques secos, Páramos, Punas e principalmente bosques montanos da vertente amazônica.

O urso-andino possui uma preferência marcante por frutos e folhas, acompanhando a sazonalidade e frutificação de diversas espécies de plantas de onde ocupa (Figura 3) (SUAREZ, 1988; TROYA et al., 2004; FIGUEROA, 2013). Palmeiras (Arecaceae) e, principalmente, bromélias (Bromeliaceae) constituem a base de sua dieta em quase toda sua área de distribuição (GOLDSTEIN, 2004; TROYA et al., 2004; GARCÍA-RANGEL, 2012). Em pequena proporção, proteína animal é consumida oportunisticamente pelos ursos-andinos ao longo dos

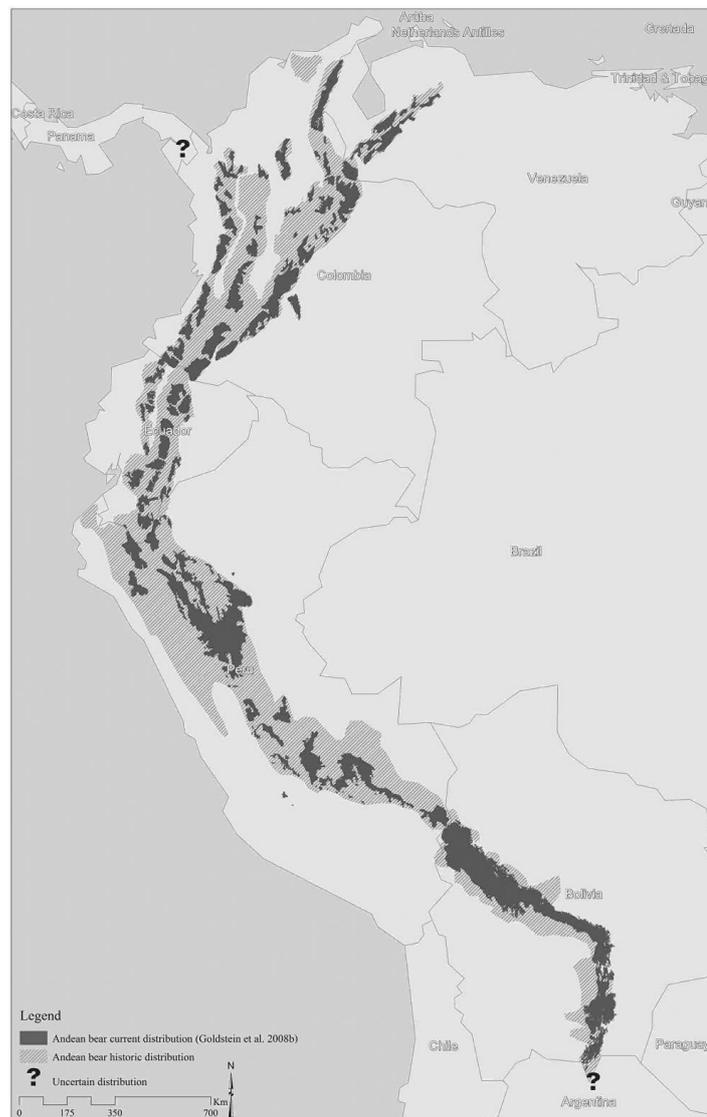
Andes, compreendendo insetos, aracnídeos, vertebrados silvestres e domésticos, além de carniça (RÍOS-UZEDA et al., 2009; PARRA-ROMERO et al., 2019a).

Figura 3 – Urso-andino (*Tremarctos ornatus*) macho, Zoológico de Lima, Peru (A). Comportamento escansorial do urso-andino para se alimentar de *Cecropia* sp., Estrada Abra Málaga, Cusco, Peru (B). Urso-andino se alimentando das bases foliares de uma bromeliácea do gênero *Puya*, Parque Nacional Cayambe Coca, Equador (C).



Fonte: A - Do autor (2019); B - Janine Costa (2019); C - Diego Mosquera (2020).

Figura 4 – Distribuição geográfica histórica (em cinza claro) e atual (em cinza escuro) de urso-andino (*Tremarctos ornatus*).



Legenda: As interrogações indicam os locais onde a presença da espécie é incerta.

Fonte: García-Rangel (2012).

A espécie é a única da família Ursidae ainda presente na América do Sul, sendo endêmica dos Andes Tropicais (PEYTON, 1980). O urso-andino é distribuído ao longo da vertente centro-norte da Cordilheira Andina (Figura 4), desde do norte da Venezuela até o sul da Bolívia (VELEZ-LIENDO & GARCÍA-RANGEL, 2017; RODRÍGUEZ et al., 2019). Registros históricos indicam uma distribuição contínua da população de ursos-andinos ao longo das vertentes ocidentais, centrais e orientais dos Andes (VARGAS & AZURDUY, 2006; COSSE et al., 2014). No entanto, sua distribuição geográfica atual se encontra altamente fragmentada (Figura 4), principalmente no Peru e na Colômbia, tanto pela perda de habitat e

caça, quanto pela lacuna de informações acerca de sua distribuição geográfica (KATTAN et al., 2004; GARCÍA-RANGEL, 2012). Devido a estas ameaças ao longo de sua área de ocorrência, juntamente com baixas taxas de fecundidade, longo cuidado parental e baixa densidade populacional (SCHIPPER et al. 2008; MORRELL et al., 2021), o urso-andino se encontra ameaçado de extinção globalmente, na categoria vulnerável (VELEZ-LIENDO & GARCÍA-RANGEL, 2017).

REFERÊNCIAS

- ANDERSON, E. P. et al. Consequences of climate change for ecosystems and ecosystem services in the tropical Andes. In: **Climate change and biodiversity in the tropical Andes**. Inter-American Institute for Global Change Research and Scientific Committee on Problems of the Environment, v. 1, p. 1-18, 2011.
- ANTHELME, F. et al. Biodiversity patterns and continental insularity in the tropical High Andes. **Arctic, Antarctic and Alpine Research**, v.46, n. 4, p.811-828, 2014.
- BAX, V.; CASTRO-NUNEZ, A.; FRANCESCONI, W. Assessment of Potential Climate Change Impacts on Montane Forests in the Peruvian Andes: Implications for Conservation Prioritization. **Forests**, v. 12, n. 3, p.375, 2021.
- BAX, V.; FRANCESCONI, W. Conservation gaps and priorities in the Tropical Andes biodiversity hotspot: Implications for the expansion of protected areas. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 387-396, 2019.
- BIJEESH K. V.; ULRICH K. Remote sensing of glaciers in the tropical Andes: a review, **International Journal of Remote Sensing**, v. 38, n. 23, p.7101-7137, 2017.
- BRADLEY, R. S. et al. Threats to water supplies in the tropical Andes. **Science**, v. 312, n. 5781, p.1755-1756, 2006.
- BRACK, A. Ecología de un país complejo. Gran geografía del Perú. **Naturaleza y hombre**, v. 2, p. 175-319, 1986.
- CAN, Ö. E. et al. Resolving human-bear conflict: A global survey of countries, experts, and key factors. **Conservation Letters**, v. 7, n. 6, p. 501-513, 2014.
- CASTELLANOS, A. Andean bear home ranges in the Intag region, Ecuador. **Ursus**, v. 22, n. 1, p. 65-74, 2011.
- CASTELLANOS, A.; ALTAMIRANO, M.; TAPIA, G. Ecology and behaviour of reintroduced Andean bears in the Biological Reserve Maquipucuna, Ecuador: implications in conservation. **Ukuku, Boletín Informativo sobre la Conservación del Oso Andino** v. 3, p. 23–26, 2001.
- CRESPO-GASCÓN, S.; GUERRERO-CASADO, J. The role of the spectacled bear (*Tremarctos ornatus*) as an umbrella species for Andean ecoregions. **Wildlife Research**, v. 46, n. 2, p. 176-183, 2019.

DANGLES, O. et al. Ecosystem sentinels for climate change? Evidence of wetland cover changes over the last 30 years in the tropical Andes. **PLoS One**, v. 12, n. 5, p. e0175814, 2017.

DHARAIYA, N.; BARGALI, H. S.; SHARP, T. *Melursus ursinus* (amended version of 2016 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T13143A166519315. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-1.RLTS.T13143A166519315.en>. Acesso em: 09 jun. 2021.

DICKMAN, A. J.; MACDONALD, E. A.; MACDONALD, D. W. A review of financial instruments to pay for predator conservation and encourage human–carnivore coexistence. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 34, p. 13937-13944, 2011.

EGHDAMI, M.; BARROS, A. P. Deforestation impacts on orographic precipitation in the tropical Andes. **Frontiers in Environmental Science**, v.8, p. 580159, 2020.

FEHLMANN, G. et al. Behavioral Causes, Ecological Consequences, and Management Challenges Associated with Wildlife Foraging in Human-Modified Landscapes. **BioScience**, v. 71, n. 1, p. 40-54, 2021.

FIGUEROA, J. Composición de la dieta del oso andino *Tremarctos ornatus* (Carnivora: Ursidae) en nueve áreas naturales protegidas del Perú. **Therya**, v. 4, n. 2, p. 327-359, 2013.

FUENTES-CASTILLO, T.; HERNÁNDEZ, H. J.; PLISCOFF, P. Hotspots and ecoregion vulnerability driven by climate change velocity in Southern South America. **Regional Environmental Change**, v. 20, n. 1, p. 1-15, 2020.

GARCÍA-RANGEL, S. Andean bear *Tremarctos ornatus* natural history and conservation. **Mammal Review**, v. 42, n. 2, p. 85-119, 2012.

GARSHELIS, D. L. *Ursus americanus* (errata version published in 2017). The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41687A114251609. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T41687A45034604.en>. Acesso em: 09 jun. 2021.

GARSHELIS, D., STEINMETZ, R. *Ursus thibetanus* (amended version of 2016 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T22824A166528664. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T22824A166528664.en> Acesso em: 09 jun. 2021.

GARSHELIS, D. L. Family ursidae. In: **Handbook of the Mammals of the World: Carnivores**, p. 448–497. Lynx Edicions, Conservation International and IUCN, Barcelona, Spain, 2009.

GOLDSTEIN, I. et al. Andean bear-livestock conflicts: a review. **Ursus**, p. 8-15, 2006.

GOLDSTEIN, I. Andean bear use of the epiphytic bromeliad *Tillandsia fendleri* at Quebrada el Molino, Venezuela. **Ursus**, v. 15, n. 1, p. 54-56, 2004.

GOLDSTEIN, I.; KATTAN, G. El oso frontino como especie del paisaje. The spectacled bear as a landscape species. In: **La Gestión de la Biodiversidad: Áreas Protegidas y Áreas Vulnerables**, IV Simposio Internacional de Desarrollo Sustentable Memorias, 2001.

GRAHAM, K.; BECKERMAN, A. P.; THIRGOOD, S. Human–predator–prey conflicts: ecological correlates, prey losses and patterns of management. **Biological Conservation**, v. 122, n. 2, p. 159-171, 2005.

JØRGENSEN, P. M. et al. Regional patterns of vascular plant diversity and endemism. In: **Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes**. Inter-American Institute for Global Change Research and Scientific Committee on Problems of the Environment, v. 1, p. 192-203, 2011.

JOSSE, C. et al. Physical geography and ecosystems in the tropical Andes. In: **Climate Change and Biodiversity in the Tropical**. Inter-American Institute for Global Change Research and Scientific Committee on Problems of the Environment, v. 1, p. 152-169, 2011.

JOSSE, C., et al. Ecosistemas de los Andes del Norte y Centro. Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela. Secretaría General de la Comunidad Andina, Programa Regional ECOBONA-Intercooperation, CONDESAN-Proyecto Páramo Andino, Programa BioAndes, EcoCiencia, NatureServe, IAvH, LTA-UNALM, ICAEULA, CDC-UNALM, RUMBOL SRL. Lima, Perú, 2009.

JOSSE C. et al. Sistemas Ecológicos de la Cuenca Amazónica de Perú y Bolivia. Clasificación y mapeo. **NatureServe**. Arlington, Virginia, Estados Unidos. p. 91, 2007.

KATTAN, G. et al. Range fragmentation in the spectacled bear *Tremarctos ornatus* in the northern Andes. **Oryx**, v. 38, n. 2, p. 155-163, 2004.

KRÖMER, T. et al. Diversity patterns of vascular epiphytes along an elevational gradient in the Andes. **Journal of Biogeography**, v. 32, n.10, p.1799-1809, 2005.

KÜPER, W. et al. Large-scale diversity patterns of vascular epiphytes in Neotropical montane rain forests. **Journal of Biogeography**, v. 31, n. 9, p.1477-1487, 2004.

LAMB, C. T. et al. The ecology of human–carnivore coexistence. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, n. 30, p. 17876-17883, 2020.

LAMB, C. T. et al. Effects of habitat quality and access management on the density of a recovering grizzly bear population. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 3, p. 1406-1417, 2018.

LEFLORE, E. G. et al. Livestock depredation by large carnivores in northern Botswana. **Global Ecology and Conservation**, v. 18, p. e00592, 2019.

LOZANO, J. et al. Human-carnivore relations: A systematic review. **Biological Conservation**, v. 237, p. 480-492, 2019.

LUCHERINI, M.; MERINO, M. J. Perceptions of human–carnivore conflicts in the high Andes of Argentina. **Mountain Research and Development**, v. 28, n. 1, p. 81-86, 2008.

- MCLELLAN, B. N. et al. *Ursus arctos* (amended version of 2017 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T41688A121229971. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T41688A121229971.en>. Acceso em: 09 jun. 2021.
- MILLER, B. et al. The importance of large carnivores to healthy ecosystems. **Endangered Species Update**, v. 18, n. 5, p. 202-210, 2001.
- MINAM. Ministerio del Ambiente, Peru. Mapa Nacional de Ecosistemas del Perú: memoria descriptiva. MINAM, Lima, Peru, 2018.
- MORRELL, N.; APPLETON, R. D.; ARCESE, P. Roads, forest cover, and topography as factors affecting the occurrence of large carnivores: The case of the Andean bear (*Tremarctos ornatus*). **Global Ecology and Conservation**, v. 26, p. e01473, 2021.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853, 2000.
- NORTHRUP, J. M.; STENHOUSE, G. B.; BOYCE, M. S. Agricultural lands as ecological traps for grizzly bears. **Animal Conservation**, v. 15, n. 4, p. 369-377, 2012.
- PAISLEY, S. L. **Andean bears and people in Apolabamba, Bolivia: culture, conflict and conservation**. Tese de Doutorado. University of Kent at Canterbury, Reino Unido, 2001.
- PALIN, O. F., et al. Termite diversity along an Amazon–Andes elevation gradient, Peru. **Biotropica**, n. 43, v. 1, p. 100-107. 2011.
- PETERSON, M. N. et al. Rearticulating the myth of human–wildlife conflict. **Conservation Letters**, v. 3, n. 2, p. 74-82, 2010.
- PEYTON, B. Ecology, distribution, and food habits of spectacled bears, *Tremarctos ornatus*, in Peru. **Journal of Mammalogy**, v. 61, n. 4, p. 639-652, 1980.
- PULGAR V. J. Geografía del Perú: las ocho regiones naturales: la regionalización transversal: la micro regionalización. Lima: Peisa, 1987.
- QUIROZ, R. et al. Impact of climate change on the potato crop and biodiversity in its center of origin. **Open Agriculture**, n. 3, v. 1, p. 273-283, 2018.
- RÍOS-UZEDA, B. et al. Dieta de oso andino en la región alta de Apolobamba y Madidi en el norte de La Paz, Bolivia. **Ecología en Bolivia**, v. 44, n. 1, p. 50-55, 2009.
- RIPPLE, W. J. et al. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. **Science**, v. 343, n. 6167, p. 1241484, 2014.
- RODRÍGUEZ, D. et al. Northernmost distribution of the Andean bear (*Tremarctos ornatus*) in South America, and fragmentation of its associated Andean forest and Paramo ecosystems. **Therya**, v. 10, n. 2, p. 161-170, 2019.

- ROLANDO, J. L. et al. Key ecosystem services and ecological intensification of agriculture in the tropical high-Andean Puna as affected by land-use and climate changes. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 236, p.221-233, 2017.
- ROJAS-VERA PINTO.; R., BUTRÓN, R.; MARTEL, C. Reports of feeding incidents of cattle by andean bear (*Tremarctos ornatus*) in Central Peru. **Revista Mexicana de Mastozoología (Nueva Época)**, n. 10, v. 2, p. 25-32, 2020.
- ROJAS-VERA PINTO, R. et al. Conviviendo con el Oso Andino en el Perú. El manejo, diagnóstico y pautas para los conflictos humano-oso. 1ª edición, Sociedad Zoológica de Fráncfort Perú (FZS Perú), Cusco, Perú, 2019.
- ROJAS-VERA PINTO, R.; BUTRÓN, R. Diagnóstico de la interacción humano-oso andino en el Santuario Nacional Pampa Hermosa. Informe de trabajo. Lima: Serfor, 2016.
- SÄRKINEN, T. et al. Evolutionary islands in the Andes: persistence and isolation explain high endemism in Andean dry tropical forests. **Journal of Biogeography**, v. 39, n. 5, p.884-900, 2012.
- SCARTOZZI, C. M. Reframing Climate-Induced Socio-Environmental Conflicts: A Systematic Review. **International Studies Review**, viaa064, 2020.
- SCHIPPER, J. et al. The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. **Science**, v. 322, n. 5899, p. 225-230, 2008.
- SCOTSON, L., et al. 2017. *Helarctos malayanus* (errata version published in 2018). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T9760A123798233. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T9760A45033547.en>. Acceso em: 09 jun. 2021.
- SILLERO-ZUBIRI, C.; REYNOLDS, J.; NOVARO, A. J. Management and control of wild canids. In: *The Biology and Conservation of Wild Canids*, p. 107-122, 2004.
- SKARBØ, K.; VANDERMOLEN, K. Maize migration: key crop expands to higher altitudes under climate change in the Andes. **Climate and Development**, n. 8, v. 3, p.245-255, 2016.
- SOIBELZON, L. H.; TONNI, E. P.; BOND, M. The fossil record of South American short-faced bears (Ursidae, Tremarctinae). **Journal of South American Earth Sciences**, v. 20, n. 1-2, p. 105-113, 2005.
- SOIBELZON, L. H. Revisión sistemática de los Tremarctinae (Carnivora, Ursidae) fósiles de América del Sur. **Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales**, v. 6, 2004.
- SUAREZ, L. Seasonal distribution and food habits of spectacled bears *Tremarctos ornatus* in the highlands of Ecuador. **Studies on neotropical fauna and environment**, v. 23, n. 3, p. 133-136, 1988.
- SWAISGOOD, R.; WANG, D.; WEI, F. 2016. *Ailuropoda melanoleuca* (errata version published in 2017). The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T712A121745669.

<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T712A45033386.en>. Acesso em: 10 jun. 2021.

SYLVESTER, S. P.; SYLVESTER, M. D.; KESSLER, M. The world's highest vascular epiphytes found in the Peruvian Andes. **Alpine Botany**, v. 124, n. 2, p.179-185, 2014.

THORN, M. et al. Characteristics and determinants of human-carnivore conflict in South African farmland. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, n. 8, p. 1715-1730, 2013.

TITO, R.; VASCONCELOS, H. L.; FEELEY, K.J., 2018. Global climate change increases risk of crop yield losses and food insecurity in the tropical Andes. **Global Change Biology**, v. 24, n. 2, p.e592-e602.

TROYA, V.; CUESTA, F.; PERALVO, M. Food habits of andean bears in the Oyacachi River Basin, Ecuador. **Ursus**, v. 15, n. 1, p. 57-61, 2004.

TREVES, A.; KARANTH, K. U. Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. **Conservation Biology**, v. 17, n. 6, p. 1491-1499, 2003.

VAN EEDEN, L. M. et al. Managing conflict between large carnivores and livestock. **Conservation Biology**, v. 32, n. 1, p. 26-34, 2018.

VARGAS, R. R.; AZURDUY, C. Nuevos registros de distribución del oso andino (*Tremarctos ornatus*) en el departamento de Tarija, el registro más austral en Bolivia. **Mastozoología neotropical**, v. 13, n. 1, p. 137-142, 2006.

VEETIL, B. K.; KAMP, U. Remote sensing of glaciers in the tropical Andes: a review. **International Journal of Remote Sensing**, v. 38, n. 23, p.7101-7137, 2017.

VELEZ-LIENDO, X.; GARCÍA-RANGEL, S. *Tremarctos ornatus* (errata version published in 2018). The IUCN Red List of Threatened Species 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T22066A45034047.en>. Acessado em: 04 nov. 2019.

VELEZ-LIENDO, X. **Caracterización y uso de hábitat del oso Andino *Tremarctos ornatus* en la zona de la Yunga Alta de los rios San Jacinto, Raso y Málaga del Departamento de Cochabamba**. Dissertação, Universidad Mayor de San Simon, La Paz, Bolívia, 1999.

VUILLE, M. et al. Rapid decline of snow and ice in the tropical Andes—Impacts, uncertainties and challenges ahead. **Earth-Science Reviews**, v. 176, p.195-213, 2018.

WOODROFFE, R. et al. Livestock husbandry as a tool for carnivore conservation in Africa's community rangelands: a case-control study. In: **Vertebrate Conservation and Biodiversity**, p. 419-434, Springer, Dordrecht, 2006.

YARUPAITAN, G., GIRALDO, U.F. Ministerio de Agricultura. Instituto Nacional de los Recursos Naturales. Intendencia de Áreas Naturales Protegidas. Expediente Técnico de Categorización de la Zona Reservada Pampa Hermosa, 2007.

YOUNG, K. R. et al. Snowlines and treelines in the tropical Andes. **Annals of the American Association of Geographers**, v. 107, n. 2, p.429-440, 2007.

YOUNG, B.; YOUNG, K. R.; JOSSE, C. Vulnerability of tropical Andean ecosystems to climate change. In: **Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes**. Inter-American Institute for Global Change Research and Scientific Committee on Problems of the Environment, p. 170-181, 2011.

ZUKOWSKI, B.; ORMSBY, A. Andean bear livestock depredation and community perceptions in northern Ecuador. **Human Dimensions of Wildlife**, v. 21, n. 2, p. 111-126, 2016.

SEGUNDA PARTE

CAPÍTULOS

1º CAPÍTULO

OS EFEITOS DAS CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS E ANTRÓPICAS NO USO DO HABITAT POR URSO-ANDINO (*Tremarctos ornatus*) EM UMA REGIÃO DE CONFLITO NOS ANDES CENTRAIS PERUANOS

THE EFFECTS OF ENVIRONMENTAL AND ANTHROPIC CHARACTERISTICS ON HABITAT USE BY ANDEAN BEAR (*Tremarctos ornatus*) IN A CONFLICT REGION IN THE PERUVIAN CENTRAL ANDES

RESUMO

Ao redor do planeta, milhões de pessoas dividem o mesmo espaço com oito espécies de ursos, esta convivência pode ser pacífica em algumas regiões, ou seriamente conflituosa em outras. Nos Andes Tropicais, a predação do gado é a principal causa de conflito entre ursos-andinos (*Tremarctos ornatus*) e humanos. Os ataques ocorrem geralmente nas regiões de ecótono entre os campos alto-andinos e os bosques nebulosos, onde as comunidades rurais criam de forma extensiva seu gado. No Peru, o pequeno povoado de S.P. Churco, localizado no entorno do Santuário Nacional Pampa Hermosa (SNPH), vem travando um conflito com urso andino desde de 2013 pela morte do seu gado. Com o intuito de criar uma linha de base para formulação de medidas mitigatórias, procuramos analisar quais características ambientais e antrópicas que melhor explicam o uso do habitat do urso-andino nesta região de conflito. Através de armadilhas fotográficas, transectos e modelagem de ocupação, distribuimos 16 unidades amostrais na área de estudo e coletamos seis variáveis: altitude, cobertura florestal, presença de bromeliáceas do gênero *Puya*, abundância de gado, distância do povoado de S.P. Churco, acessibilidade humana e pluviosidade. Encontramos que a cobertura florestal e a abundância de gado foram os principais preditores do uso do habitat pelo urso-andino (Ψ), além da presença de *Puya* spp. e da pluviosidade exercerem uma importante influência na intensidade do uso do habitat (p) na zona alto-andina do SNPH e de seu entorno. A taxa de uso dos habitats pelos ursos ao longo da área de estudo foi de 69% e também foi possível identificar ao menos seis indivíduos através das marcas corporais. Os nossos resultados demonstraram a importância da manutenção dos Bosques Alto-Montanos e dos campos de *Puya* spp. para o estabelecimento de urso-andino na região, além do efeito da sazonalidade no uso de diferentes habitats e na disponibilidade de recursos para espécie. Entretanto, a presença abundante de gado pode estar causando o deslocamento dos ursos, impactando negativamente na disponibilidade de seus habitats nas zonas de conflito. Estas informações podem servir de base para que medidas mitigatórias eficazes sejam desenhadas de maneira específica para a realidade do povoado de S.P. Churco. A adoção de ações que busquem conservar as áreas de bosques nebulosos e de *Puya* spp., assim como práticas de um manejo pastoril mais sustentável e rentável podem ser priorizadas para a redução do conflito humano-urso na região.

Palavras-chave: Bosques nebulosos. Campos alto-andinos. Modelagem de ocupação. Predação de gado. *Puya*. Andes Tropicais.

ABSTRACT

Around the world, millions of people share the same space with eight species of bears, this coexistence can be peaceful in some regions, or seriously conflicting in others. In the Tropical Andes, the livestock predation is the main cause of conflict between Andean bears (*Tremarctos ornatus*) and humans. Attacks generally occur in ecotone regions between the high-Andean grasslands and cloud forests, where rural communities raise their livestock extensively. In Peru, the small village of S.P. Churco, located around the Pampa Hermosa National Sanctuary (PHNS), has been fighting a conflict with an Andean bear since 2013 for the death of its cattle. In order to create a baseline for formulating mitigation measures, we search to analyze which environmental and anthropogenic characteristics best explain the habitat use by Andean bear in this conflict region. Through camera traps, transects and occupancy modeling, we distributed 16 sample units in the study area and collected six variables: altitude, forest cover, presence of *Puya* bromeliads, livestock abundance, distance from the S.P. Churco village, human accessibility and rainfall. We found that forest cover and livestock abundance were the main predictors of habitat use by the Andean bear (Ψ), in addition to the presence of *Puya* spp. and rainfall exert an important influence on the intensity of habitat use (p) in the high-Andean zone of the PHNS and its buffer zone. The habitat use rate by bears across the study area was 69% and it was also possible to identify at least six individuals through the body marks. Our results demonstrated the importance of maintaining the cloud forests and the *Puya* spp. grasslands for the establishment of the Andean bear in the area, in addition to the effect of seasonality on the use of different habitats and on the resources availability for the species. However, the abundant presence of livestock may be causing the bears to move, negatively impacting the availability of their habitats in conflict zones. This information can serve as a basis for effective mitigation measures to be designed specifically for the reality of the S.P. Churco village. The adoption of actions that find to conserve the cloud forests and the *Puya* spp. grasslands, as well as more sustainable and profitable livestock management practices can be prioritized to reduce human-bear conflict in the region.

Keywords: Cloud forests. High-Andean grasslands. Livestock predation. Occupancy modeling. *Puya*. Tropical Andes.

1 INTRODUÇÃO

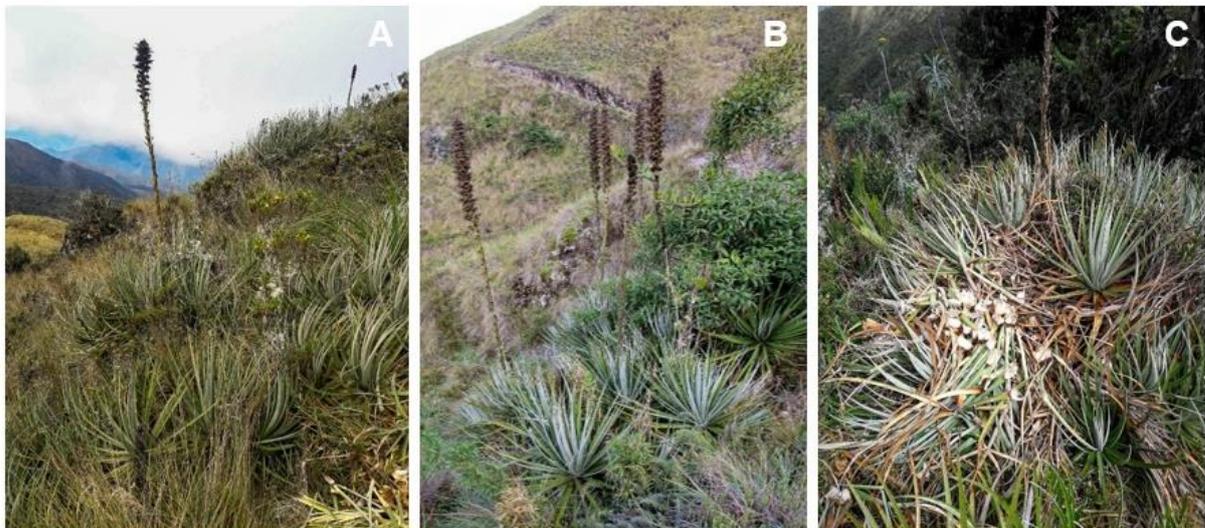
Milhões de pessoas ao redor do planeta dividem o mesmo espaço com oito espécies de ursos ao longo de quatro continentes (CAN et al., 2014). Esta convivência pode ser pacífica em algumas regiões, ou seriamente conflituosa em outras, afetando a coexistência de ambas as partes (LOZANO et al., 2019). Em cada região, as situações de conflitos variam com as necessidades de conservação de cada espécie e com as particularidades socioeconômicas e culturais das comunidades que convivem com estes carnívoros (BARGALI et al. 2005; SPENCER et al. 2007; TOWNS et al. 2009; KARAMANLIDIS et al. 2011; LIU et al. 2011; FIGUEROA, 2015).

Por serem onívoros oportunistas, a dieta e morfologia estrutural dos ursos se difere da maioria dos membros da ordem Carnivora (SCHWARTZ et al., 2003; SACCO & VAN VALKENBURGH, 2004). Esta grande plasticidade alimentar dos ursídeos fazem que estes animais consigam explorar e se adaptar a uma ampla diversidade de habitats, inclusive a paisagens dominadas por atividades humanas (LEWIS et al., 2015; GUHARAJAN et al., 2019; MORALES-GONZÁLEZ et al., 2020). Mesmo as espécies que possuem uma dieta majoritariamente frugívora/folívora, como o urso-andino (*Tremarctos ornatus*), podem encontrar nestes ambientes antropizados novas oportunidades para obtenção de recursos (GOLDSTEIN et al., 2006; ROJAS-VERA PINTO et al., 2019).

O urso-andino é o único membro da família Ursidae ainda existente na América do Sul (PEYTON, 1980). Endêmico dos Andes Tropicais, a espécie ocupa uma diversidade de habitats ao longo das diferentes vertentes da Cordilheira Andina, apresentando, no entanto, uma íntima associação com os bosques nebulosos da vertente amazônica dos Andes Tropicais (PEYTON, 1999; CUESTA et al., 2003; GARCÍA-RANGEL, 2012). O uso do habitat pela espécie é modulado por diversos fatores, como altitude, cobertura vegetal, presença de ravinas e penhascos, acesso a ambientes florestais, disponibilidade de água, rodovias e presença humana (RÍOS-UZEDA et al., 2006; SÁNCHEZ-MERCADO, 2008; VELEZ-LIENDO et al., 2013; HERNANI-LINEROS et al., 2020). Entretanto, a sazonalidade e disponibilidade de alimentos são os fatores chave no uso do habitat pela espécie em grande parte de sua distribuição, combinando a utilização de diferentes tipos de habitats para assegurar o acesso a recursos alimentares ao longo de todo ano (PEYTON, 1980; SUAREZ, 1988; RÍOS-UZEDA et al., 2006; GARCÍA-RANGEL, 2012).

A dieta do urso-andino apresenta uma das maiores porcentagens de matéria vegetal dentre os ursídeos, com uma preferência por frutos, meristemas foliares e epífitas (GOLDSTEIN, 2004; TROYA et al., 2004; RÍOS-UZEDA et al. 2009). Nas zonas alto-andinas das Punas, as bromeliáceas do gênero *Puya* (principalmente *P. ferruginea*, *P. herrerae* e *P. weberbaueri*) são de grande importância alimentar para os ursos (Figura 1.1), principalmente quando há menor disponibilidade de frutos nos bosques, chegando a compreender mais da metade de sua dieta nestes ecossistemas (SUAREZ, 1988; GOLDSTEIN, 1990; GOLDSTEIN & SALAS, 1993; RÍOS-UZEDA et al., 2006, 2009; FIGUEROA, 2013).

Figura 1.1 – Bromeliáceas terrestres do gênero *Puya* em agregações nos campos alto-andinos da Puna (A e B), vestígio de consumo de suas bases foliares por urso-andino (*Tremarctos ornatus*) (C) na região do Santuário Nacional Pampa Hermosa, Peru.



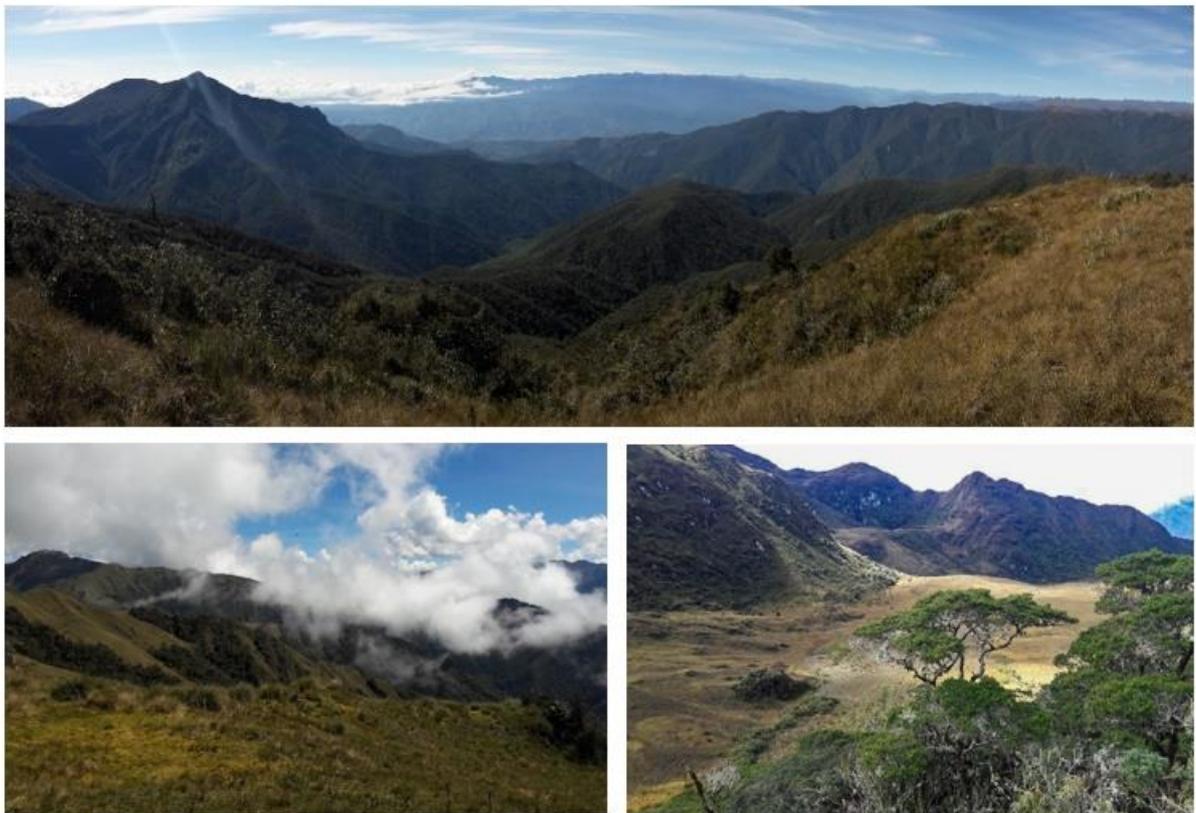
Fonte: Do autor (2019).

Os ursos-andinos também consomem oportunisticamente proteína animal, como pequenos e grandes vertebrados e artrópodes, além de possuir hábito detritívoro (TROYA et al., 2004; GOLDSTEIN et al., 2006; PISSO-FLOREZ et al., 2021). Ocasionalmente, podem se alimentar de animais domésticos, principalmente gado, e de plantações (e.g. milho, cana-de-açúcar, batata) que naturalmente resulta em conflitos com humanos (GOLDSTEIN et al., 2006; ZUKOWSKI & ORMSBY, 2016; ROJAS-VERA PINTO et al., 2019).

O comportamento da espécie de se alimentar do gado possui certos padrões ambientais e antrópicos ao longo de sua distribuição (PAISLEY, 2001; GOLDSTEIN et al., 2006). Os ataques geralmente ocorrem nas regiões de ecótono entre os campos alto-andinos e os bosques nebulosos (Figura 1.2), onde as populações andinas criam de forma tradicional seu gado

(ROJAS-VERA PINTO et al., 2020). Pequenos rebanhos (5 a 30 animais) de gado crioulo e de pequeno porte são criados de forma extensiva e pouco produtiva pelos pastos naturais alto-andinos, quase sempre muito distantes de qualquer povoado ou assentamento humano (2 a 6 horas de caminhada) (GOLDSTEIN et al., 2006). Os rebanhos são visitados a cada 2 - 4 semanas, ficando a maior parte do tempo desprotegidos e vulneráveis a ataques de pumas (*Puma concolor*), raposas-andinas (*Lycalopex culpeaus*), cachorros asselvajados e ursos-andinos (GOLDSTEIN et al., 2006; ROJAS-VERA PINTO et al., 2019). Os ataques são, na sua grande maioria, realizados por machos, que arrastam a carcaça para lugares protegidos, como plataformas construídas nas árvores e bosques encrustados nas ravinas e vales ao longo dos campos (GOLDSTEIN, 2002; GARCÍA-RANGEL, 2012). Entretanto, pelo comportamento carniceiro da espécie, a responsabilidade dos ataques ao gado é comumente atribuída para toda população de ursos-andinos nas áreas de conflito, resultando em uma retaliação generalizada (PARRA-ROMERO et al., 2019a).

Figura 1.2 – Paisagens de transição entre os campos alto-andinos e os bosques nebulosos, típica região de conflito humano-urso nos Andes Tropicais peruanos, região do Santuário Nacional Pampa Hermosa, Peru.



Fonte: Do autor (2019).

Esta realidade pode ser encontrada em diversas áreas rurais e unidades de conservação ao longo de todos os países andinos que os ursos ocorrem (GOLDSTEIN et al., 2006; ZUKOWSKI & ORMSBY, 2016). No Peru, esta situação de conflito é registrada em pelo menos 15 áreas de proteção nacional (ROJAS-VERA PINTO et al., 2019). E exatamente com as mesmas características ambientais e antrópicas descritas anteriormente que geram os conflitos, se encontra o Santuário Nacional Pampa Hermosa (SNPH), localizado na região central dos Andes peruanos. Situado na zona de amortecimento do santuário, o pequeno povoado de S.P. Churco vem travando um conflito com o urso-andino desde do ano de 2013 pela depredação de seu gado, sendo reportado a perda de 211 cabeças de gado até o ano de 2018 (ROJAS-VERA PINTO et al., 2019). Através do reconhecimento de marcas nas carcaças de gado encontradas na área entre 2014 e 2015, especialistas confirmaram o envolvimento de urso-andinos em alguns ataques ao gado da comunidade (ROJAS-VERA PINTO et al., 2020).

Dessa forma, com o intuito de criar uma linha de base para formulação de medidas mitigatórias para o atual conflito, as agências ambientais do governo peruano solicitaram a comunidade acadêmica a promoção de pesquisas ecológicas acerca da população de ursos-andinos na região como ponto inicial da mitigação do problema (ROJAS-VERA PINTO & BUTRÓN, 2016). O levantamento de informações sobre a relação da espécie envolvida com as características ambientais e antropogênicas do local do conflito permite a formulação de intervenções de manejo mais eficazes nestas situações (MÁRQUEZ & GOLDSTEIN, 2014; GOSWAMI et al., 2015). O uso do habitat e a distribuição potencial do urso-andino na região são aspectos ecológicos importantes que trazem este tipo de conhecimento necessário para traçar possíveis medidas mitigatórias (MÁRQUEZ et al., 2017).

Atualmente, a modelagem de ocupação vem se tornando uma ferramenta eficiente para acessar estas informações ecológicas em regiões de conflito humano-urso ao longo dos Andes (MÁRQUEZ et al., 2016, 2017; ZAPATA-RÍOS & BRANCH, 2018; PARRA-ROMERO et al., 2019b). Esta modelagem é projetada para levar em conta detecções imperfeitas e esforços amostrais variáveis (MACKENZIE et al., 2006), comumente encontrados em estudos com espécies elusivas, especialmente em locais remotos que podem dificultar a obtenção de informações (GOSWAMI et al., 2015).

Assim, por meio da modelagem de ocupação procuramos analisar quais características ambientais e antropogênicas que melhor explicam o uso do habitat e a probabilidade de ocorrência de urso-andino ao longo da área de conflito na zona alto-andina do SNPH e de seu entorno. Através de diferentes metodologias para coleta de dados, como transectos e armadilhas

fotográficas, também procuramos quantificar e identificar os indivíduos de urso-andino para obter uma linha de base populacional da espécie na região.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar o uso do habitat pelo urso-andino na região alto-andina do SNPH e de sua zona de amortecimento, nos Andes Centrais peruanos.

2.2 Objetivos específicos

i. Avaliar os efeitos das variáveis ambientais e antrópicas que melhor explicam o uso do habitat (escala espacial - Ψ) e sua intensidade de uso (escala temporal - p) pelo urso-andino na região de conflito.

ii. Estimar a taxa de uso de habitat pelo urso-andino para todo o local de estudo e para cada área focal com histórico de conflito humano-urso.

iii. Identificar e quantificar os indivíduos de urso-andino no local de estudo através de registros fotográficos.

3 HIPÓTESES

Esperamos que o urso-andino use mais e com maior intensidade ambientes florestados, devido a importância dos bosques nebulosos para a espécie, dada a diversidade e abundância de recursos nestes ecossistemas. Por este mesmo motivo, também esperamos que em regiões mais elevadas, onde há menor cobertura florestal, o urso tenderá a usar menos e com menor intensidade. Além disso, espera-se que as bromeliáceas do gênero *Puya* influencie positivamente o urso-andino a utilizar mais e com maior intensidade as áreas de ocorrência deste importante recurso alimentar nos campos alto-andinos (Tabela 1.1).

Adicionalmente, devido a ocorrência de diversos relatos de predação de gado por urso-andino na região, esperamos que a espécie tenderá a usar mais e com maior intensidade as áreas que o gado for mais abundante. De forma contrária, devido as potenciais ameaças causadas pela presença e atividade humana, nós esperamos que os locais mais acessíveis e próximos a pessoas sejam menos utilizados pelos ursos-andinos, tanto em relação ao espaço quanto o tempo de uso. E por fim, espera-se que a pluviosidade afete negativamente a intensidade de uso do espaço pelos ursos nos campos alt-andinos, pois como na época de menor precipitação há uma redução na disponibilidade de recursos nos bosques nebulosos, é provável que os ursos busquem de

forma mais frequente outras fontes de alimento nos campos alto-andinos na estação de estiagem (Tabela 1.1).

Tabela 1.1 – Variáveis consideradas que irão influenciar o uso do habitat (probabilidade de ocupação - Ψ) e a intensidade que será usado (probabilidade de detecção - p) por urso-andino (*Tremarctos ornatus*) na zona alto-andina do Santuário Nacional Pampa Hermosa e de seu entorno, Junín, Peru.

Variável	Importância	Parâmetro	Efeito em Ψ	Efeito em p
Altitude	Condições e recursos	Ψ/p	-	-
Cobertura Florestal	Recurso alimentar e abrigo	Ψ/p	+	+
<i>Puya</i> spp.	Recurso alimentar	Ψ/p	+	+
Gado	Recurso alimentar	Ψ/p	+	+
Distância de S.P. Churco	Ameaças por atividades antrópicas	Ψ/p	-	-
Acessibilidade humana	Ameaças por atividades antrópicas	Ψ/p	-	-
Pluviosidade	Sazonalidade de recursos nas áreas alto-andinas	p		-

Nota: Os sinais mostram se os efeitos hipotetizados das variáveis para cada parâmetro serão positivos (+) ou negativos (-).

Fonte: Do autor (2021).

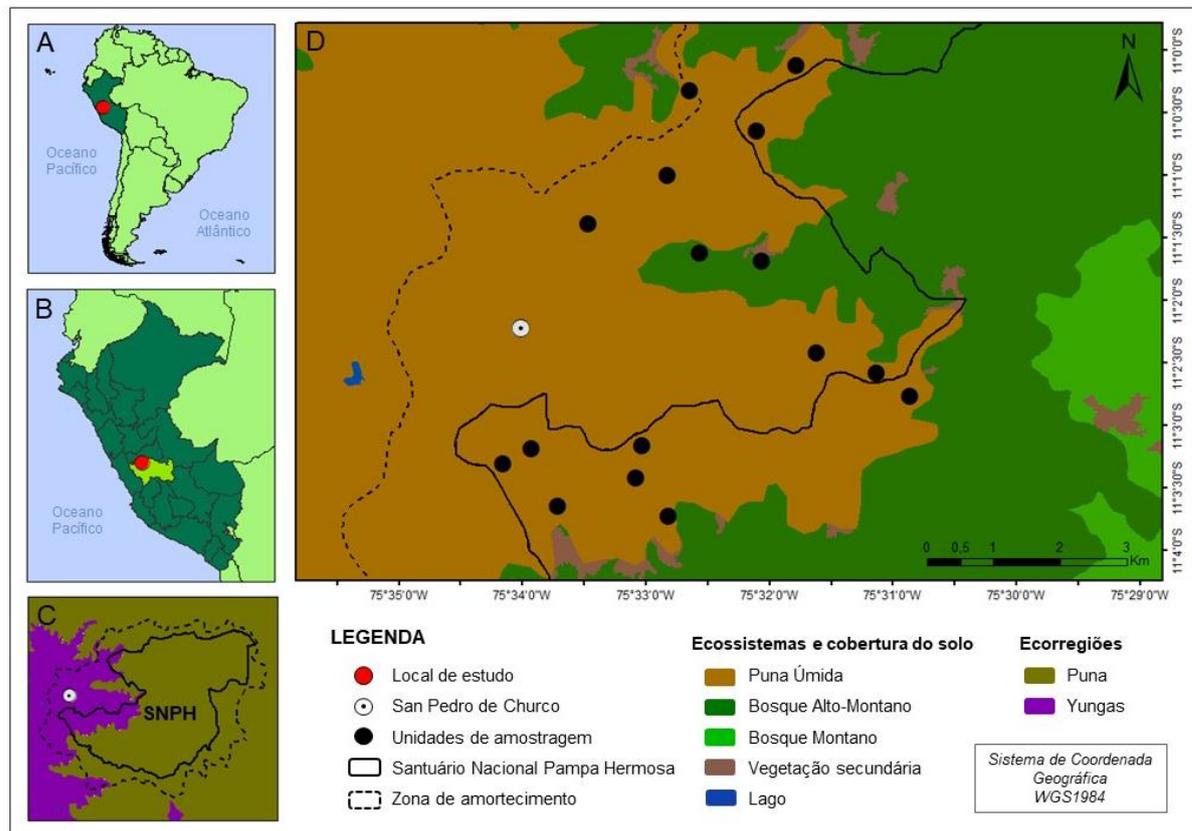
4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no SNPH (75°35'09" - 75°24'43"O; 10°58'53" - 11°06'30"S) e na sua ZA, se concentrando na vertente oeste, onde se localiza o povoado de San Pedro de Churco (75°33'24"O; 11°02'13"S) (Figura 1.3). O local se encontra nos flancos orientais dos Andes Tropicais, no departamento de Junín, região central do Peru (SERNANP, 2012). O território do SNPH forma parte dos distritos de Huasahuasi e Chanchamayo, pertencentes as províncias de Tarma e Chanchamayo, respectivamente.

A área do SNPH é de 11.543 ha e de sua ZA é de 20.292 ha, perfazendo 31.835 ha de proteção direta e indireta dos ecossistemas montanhosos andino-amazônicos peruanos (SERNANP, 2012). A área de estudo se concentrou na zona alto-andina do santuário e de seu entorno, cobrindo uma área de aproximadamente 2.500 ha, entre 3.200 m e 3.700 m de altitude.

Figura 1.3 – Localização do Peru na América do Sul e do local de estudo (A); Localização do departamento de Junín (verde claro) no Peru e do local de estudo (B); Ecorregiões de abrangência do Santuário Nacional Pampa Hermosa (SNPH) e de sua zona de amortecimento (ZA) e localização do povoado de San Pedro de Churco (C); Ecossistemas e cobertura do solo da região alto-andina do SNPH e de sua ZA e localização das 16 unidades amostrais na área de estudo (D). Base cartográfica: MINAM (2018) e SERNANP (2020)



Fonte: Do autor (2021).

O clima do SNPH e de sua ZA apresenta uma variação gradual ao longo de suas cotas altitudinais, devido à combinação da orografia dos Andes Orientais e as massas úmidas de ar provenientes da Amazônia, resultando em uma alta pluviosidade e intensa nebulosidade (YOUNG & LEÓN, 1999; JUNQUAS et al., 2018; EGHdami & BARROS, 2019). A parte mais alta do santuário onde se encontra as Punas Úmidas e o povoado de S.P. Churco corresponde ao clima de Tundra Seca Alto-Montana (ETH) segundo a classificação de Köppen (1936) (SERNANP, 2012). Se caracteriza por ter baixas temperaturas, mas com grande amplitude térmica de até 30°C entre o dia e a noite, apresentando uma temperatura média anual de 6 a 10°C (YARUPAITAN & GIRALDO, 2007; SERNANP, 2012). A precipitação varia ao longo do ano, com maior concentração no verão, variando de 2.000 mm a 3.000 mm de precipitação média anual, porém os ventos fortes e contínuos contribuem para esfriar e secar o

ambiente (BRACK, 1986). Conforme a diminuição da altitude até os 2.600 m, encontra-se a zona que compreende, segundo Köppen (1936), o clima boreal úmido continental (Dwb). Esta faixa apresenta ainda baixas temperaturas médias anuais, variando de 10 a 12°C e alta precipitação média anual entre 3.000 a 4.000 mm, fazendo que a nebulosidade sobre os bosques seja constante (SERNANP, 2012; EGHDAMI & BARROS, 2019).

4.2 Coleta de dados

4.2.1 Desenho amostral

Para avaliar o uso do habitat pelo urso-andino definimos uma escala de unidade amostral de 1 km², seguindo Márquez et al. (2017) e utilizamos dois métodos de amostragem complementares, armadilhas fotográficas e transectos.

A partir disto, distribuimos 16 unidades de amostragem no local de estudo ao longo de um gradiente de conflito (Figura 1.3), tendo como centro uma armadilha fotográfica (*Bushnell Trophy Cam HD 2018*, © *Bushnell Outdoor Products*, California, USA). Dessa forma, cada armadilha respeitou uma distância mínima de aproximadamente 1 km entre elas, com base na distância média diária percorrida por urso-andino de 800 m, estimada por Paisley (2001).

Para a instalação das armadilhas fotográficas foram pré-definidas cinco áreas focais ao longo de um gradiente de conflito humano-urso (ROJAS-VERA PINTO & BUTRÓN, 2016; ROJAS VERA-PINTO et al., 2020), em conjunto com os moradores de S.P. Churco, sendo elas: (1) Jachapata, que abrange uma extensa área localizada na ZA do santuário e com um longo histórico de predação do gado por ursos-andinos; (2) Japalgasha, área próxima à S.P. Churco e dominada pelos Bosques Alto-Montanos, sem nenhum relato de predação ou presença da espécie; (3) Yanacocha, vertente mais a oeste e com a maior altitude do SNPH, com presença de carcaças do gado predado e histórico de conflito; (4) Buena Vista, que se encontra no limite leste do povoado de S.P. Churco na área limítrofe do SNPH, sem relato de predação do gado e (5) Mañucro, localizado dentro do SNPH, na zona de Puna Úmida, também sem histórico de conflito humano-urso. Dessa forma, metade das armadilhas fotográficas foram instaladas nas áreas com histórico de conflito e outra metade em áreas sem relato de depredação do gado. E de modo proporcional ao tamanho de cada área focal, instalamos cinco armadilhas em Jachapata, duas em Japalgasha, três em Yanacocha, três em Buena Vista e três em Mañucro, sendo que metade delas ficaram no interior do SNPH e a outra metade na ZA do santuário (Figura 1.3).

Afim de manter a premissa de igual detectabilidade (KARANTH & NICHOLS, 2002), também pré-definimos que metade das armadilhas fotográficas fossem instaladas em locais comumente utilizados pelos ursos, como trilhas e caminhos de animais e pessoas (TORRES, 2011; MÁRQUEZ et al., 2015), e que a outra metade das armadilhas fossem instaladas fora de trilhas ou caminhos, em locais com baixa chance de detecção da espécie foco. Além disso, nenhuma isca foi utilizada para evitar a atração artificial dos ursos.

Os equipamentos foram configurados para capturar três fotos consecutivas a cada 10 segundos, sempre que o sensor de calor e movimento fosse acionado. A manutenção das armadilhas fotográficas foi feita semestralmente para a troca das baterias e coleta dos dados armazenados. Dessa forma, o tempo total de amostragem foi de 1 ano e 6 meses (maio/2019 – novembro/2020), totalizando um esforço amostral de 4.402 armadilhas-dia.

Os ursos foram identificados e individualizados quando possível por meio dos registros fotográficos, através de suas marcas naturais, principalmente pela presença, forma e cor das manchas na face e no peito, mas também pelo tamanho corporal e sexo (REYES et al., 2017). Para a independência dos registros fotográficos consideramos um intervalo mínimo de 1h entre um registro e outro (SRBEK-ARAÚJO, CHIARELLO, 2005).

Para a metodologia de transectos percorremos trajetos de aproximadamente 1 km em cada uma das 16 unidades amostrais, na busca por vestígios recentes de urso-andino (MÁRQUEZ et al., 2017), como fezes, pegadas, alimentos comidos (principalmente *Puya* spp.), marcas nas árvores e ninhos de dormida, utilizando o guia de identificação de Torres (2011). Os vestígios encontrados ao longo de cada transecto eram georreferenciados e anotados em um caderno de campo. Realizamos três visitas em cada unidade amostral (1ª: maio/2019; 2ª: outubro/2019; 3ª: novembro/2020), perfazendo um total de aproximadamente 48 km de transectos percorridos dentro das unidades amostrais.

4.2.2 Coleta das variáveis

Nós coletamos sete variáveis nas 16 unidades amostrais, sendo seis variáveis locais (altitude, cobertura florestal, presença de *Puya* spp., abundância de gado, distância do povoado de S.P. Churco e acessibilidade humana) e uma variável temporal (pluviosidade) (Tabela 1.2).

Para medir a altitude utilizamos um GPS de mão (*Garmin GPSMAP 64* ©) com um altímetro barométrico e erro máximo de cinco metros, sendo cada armadilha fotográfica o ponto de referência da medição. Para a coleta da cobertura vegetal determinamos *buffers* de 400 m de

raio para cada uma das unidades amostrais tendo a armadilha fotográfica como centro. Então, medimos a porcentagem de cobertura florestal utilizando um mosaico de imagens georreferenciadas (UTM 18S, WGS 84) do satélite *RapidEye* com uma resolução espacial de cinco metros no *software* ArcGIS 10.5. Já através da metodologia de transectos verificamos a presença (1) ou ausência (0) de *Puya* spp. dentro de cada unidade amostral, que pode ser facilmente identificada devido sua distribuição agregada pelos campos abertos da Puna Úmida.

Tabela 1.2 – As sete variáveis coletadas para compor os modelos de ocupação de urso-andino (*Tremarctos ornatus*) na zona alto-andina do Santuário Nacional Pampa Hermosa e de seu entorno, Junín, Peru. A média e amplitude (mínimo – máximo) de cada variável entre as unidades amostradas, bem como a fonte dos dados e para qual parâmetro cada variável foi modelada: probabilidade de ocupação (Ψ) e/ou probabilidade de detecção (p).

Variável	Média (amplitude)	Fonte	Parâmetro
Altitude (m)	3.505 (3.210 - 3.699)	GPS	Ψ/p
Cobertura Florestal (%)	32 (5,3 - 81,3)	<i>RapidEye</i> /ArcGIS	Ψ/p
<i>Puya</i> spp. (presença-ausência)	0 - 1	Transecto	Ψ/p
Gado (abundância)	5 (0 - 18)	Armadilha fotográfica	Ψ/p
Distância de S.P. Churco (km)	2,9 (1,5 - 4,8)	<i>Google Earth Pro</i>	Ψ/p
Acessibilidade humana (km)	0,6 (0 - 2,5)	GPS/ <i>Google Earth Pro</i>	Ψ/p
Pluviosidade (mm/mês)	38,2 (17,8 - 67,6)	<i>TRMM Data-NASA</i>	p

Fonte: Do autor (2021).

Os dados de abundância de gado foram coletados através das 16 armadilhas fotográficas, identificando e contabilizando o gado registrado, respeitando um intervalo de 1h entre os registros, afim de que haja independência entre eles (SRBEK-ARAÚJO & CHIARELLO, 2005). Não contabilizamos o gado quando estava acompanhado por pessoas, afim de reduzir a influência humana na movimentação e detecção do gado pelas armadilhas fotográficas. A variável antrópica acessibilidade humana foi um *proxy* dos caminhos ou trilhas utilizadas por pessoas que dão acesso às áreas de amostragem. Através de um GPS de mão (*Garmin GPSMAP 64* ©) georreferenciamos os principais caminhos e trilhas utilizadas comumente pelos moradores locais, e por meio do *software Google Earth Pro 7.3* calculamos a distância em linha reta entre cada armadilha fotográfica e o caminho/trilha mais próximo. E da mesma forma medimos também a distância em linha reta do centro de cada unidade amostral em relação ao centro do povoado de S. P. Churco.

E por fim, os dados de pluviosidade obtivemos através do banco de dados disponíveis na plataforma *Precipitation Measurement Missions – TRMM Data* (NASA, 2021), onde extraímos as médias mensais de precipitação para a área de amostragem (75°34' - 75°30'O; 10°59' - 11°04'S), entre maio de 2019 e novembro de 2020.

4.3 Análise de dados

Afim de estimar os efeitos ambientais no uso do habitat de urso-andino e prever sua distribuição na região de conflito conduzimos análises a partir de modelos de ocupação, que levam em conta a probabilidade de ocupação (Ψ) e a probabilidade de detecção (p) de urso-andino na área de estudo (MACKENZIE, 2006; GOULD et al., 2019). A ocupação pode ser definida como a proporção de unidades amostrais ocupadas ou usadas por uma espécie-alvo (MACKENZIE et al., 2002). No entanto, as espécies podem passar despercebidas mesmo quando presentes e a detecção imperfeita (probabilidade de detecção < 1) pode gerar incertezas nos modelos de distribuição de espécies (WINTLE et al., 2004; LAHOZ-MONFORT et al., 2014). Este método permite uma inferência mais precisa na estimativa de locais ocupados/usados e na influência de variáveis ambientais na ocupação, enquanto contabiliza também a probabilidade de detecção da espécie, reduzindo assim o problema de falsas ausências nos dados (MACKENZIE et al., 2006; NAGY-REIS et al., 2017). Devido a escala local de 1 km² utilizada no presente estudo, interpretamos a probabilidade de ocupação como a probabilidade de uso das áreas pelo urso-andino, e já a probabilidade de detecção interpretamos como um *proxy* para a intensidade (ou frequência) do uso de habitat pelo urso-andino (CASSANO et al., 2014; MASSARA et al., 2018).

Assim a modelagem de ocupação foi realizada a partir de um histórico de detecção (1) e não detecção (0) da espécie nas unidades amostrais (MACKENZIE et al., 2002). Portanto, construímos um histórico composto pelos dados de presença/ ausência de urso-andino nas 16 unidades amostrais, onde consideramos cada mês de coleta como uma ocasião amostral, assim o histórico foi composto por 18 ocasiões de amostragem. Afim de testar se a premissa de população fechada foi violada, comparamos o suporte relativo do modelo estático (*single-season model*) e do modelo dinâmico (colonização e extinção – *multi-season model*) através do *Akaike Information Criterion* ajustado para pequenas amostras (AICc) (BURNHAM & ANDERSON, 2002) no software PRESENCE 2.13.11 (HINES, 2006). O modelo de ocupação estática obteve um melhor suporte que o modelo dinâmico ($\Delta AICc = 47,98$), assim utilizamos o modelo de ocupação *single-season*.

Adicionalmente, como utilizamos duas metodologias de amostragem, foi testado se as probabilidades de detecção entre os métodos eram diferentes significativamente entre si no software PRESENCE 2.13.11 (HINES, 2006). Caso houvesse diferença significativa seria utilizado o modelo *single-season-Multi-method*, que leva em conta diferentes valores de p para cada método amostral (NICHOLS et al., 2008); se não, seria utilizado o modelo *simple single-season*. Feito isso, as probabilidades de detecção de urso-andino por meio de armadilhas fotográficas ($p = 0,13 \pm 0,05$) e de transectos ($p = 0,26 \pm 0,14$) não apresentaram diferença significativa em um intervalo de confiança (IC) de 95%, e assim foi utilizado o modelo *simple single-season*.

Figura 1.4 – Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis locais usadas na modelagem de ocupação de urso-andino (*Tremarctos ornatus*), na zona alto-andina do Santuário Nacional Pampa Hermosa, Junín, Peru. Coeficiente de correlação ($|r|$) em uma escala de -1 a 1, sendo que $|r| > 0$ demonstra correlação positiva, $|r| < 0$ demonstra correlação negativa e $|r| > \pm 0,7$ demonstra alta correlação.



Legenda: Altitude (Alt.); Cobertura Florestal (CF); Distância do povoado de S.P. Churco (Dist.CH); Presença/ausência de Puya spp. (Puya); Acessibilidade humana (Aces.HU); Abundância de gado (Gado).

Fonte: Do autor (2021).

Para testar a influência das variáveis ambientais e antrópicas na ocupação de urso-andino verificamos, primeiramente, se as seis variáveis locais (todas exceto pluviosidade) estariam correlacionadas utilizando o teste de correlação de Pearson no *software* R 3.5.0 (R Development Core Team, 2018). As variáveis “altitude” e “cobertura florestal” se apresentaram

altamente correlacionadas ($|r| > 0,8$) (Figura 1.4), e assim excluímos “altitude” das análises por apresentar menor amplitude entre as unidades amostrais. E posteriormente, normalizamos todas as variáveis contínuas no software PRESENCE 2.13.11 (HINES, 2006).

Após esta etapa, construímos modelos com combinações aditivas de até quatro variáveis por parâmetro dentre as seis variáveis coletadas no software PRESENCE 2.13.11 (HINES, 2006), sendo que para modelar a probabilidade de ocupação utilizamos somente as cinco variáveis locais, e já para a probabilidade de detecção utilizamos todas as seis variáveis. Esta estratégia resultou em um conjunto de modelos que foram ranqueados através do *Akaike Information Criterion* ajustado para pequenas amostras (AICc) e selecionamos os que apresentarem valores de $\Delta\text{AICc} < 2$, ou seja, os modelos de maior verossimilhança (BOZDOGAN, 1987; MACKENZIE et al., 2006). Além disso, para avaliar quais variáveis mais influenciaram a Ψ e a p de urso-andino na área de estudo (DOHERTY et al., 2012), extraímos o peso acumulativo de AICc (w_+) de cada uma das variáveis (BURNHAM & ANDERSON, 2002). As variáveis que apresentaram $w_+ \geq 0,5$ foram selecionadas como as que exerceram uma forte influência nos parâmetros de interesse (MASSARA et al., 2018). Também examinamos se a influência de cada variável foi positiva ou negativa sobre a Ψ e p do urso-andino através dos respectivos betas (β). Consideramos uma variável significativa, cujo erro padrão (SE) não sobrepõe o 0 em um IC de 95%, pois caso contrário, a influência da variável poderia ser tanto positiva quanto negativa sobre a Ψ e p (BURNHAM & ANDERSON, 2002).

Posteriormente, verificamos o ajuste dos modelos através do teste de *goodness-of-fit* que testa uma possível falta de independência (*overdispersion*) dos dados no PRESENCE 2.13.11 (MACKENZIE & BAILEY, 2004). Nesse teste, o valor estimado de *c-hat* mede a sobredispersão dos dados, sendo que valores maiores que 1 indicam que a premissa de independência das unidades amostrais não foi atendida (BURNHAM & ANDERSON, 2002).

Por fim, calculamos a probabilidade de ocupação de urso-andino nas cinco áreas focais através da média da Ψ de cada conjunto de unidades amostrais distribuídas ao longo das áreas focais. Para isso os valores das Ψ foram retirados do modelo mais parcimonioso (menor ΔAICc).

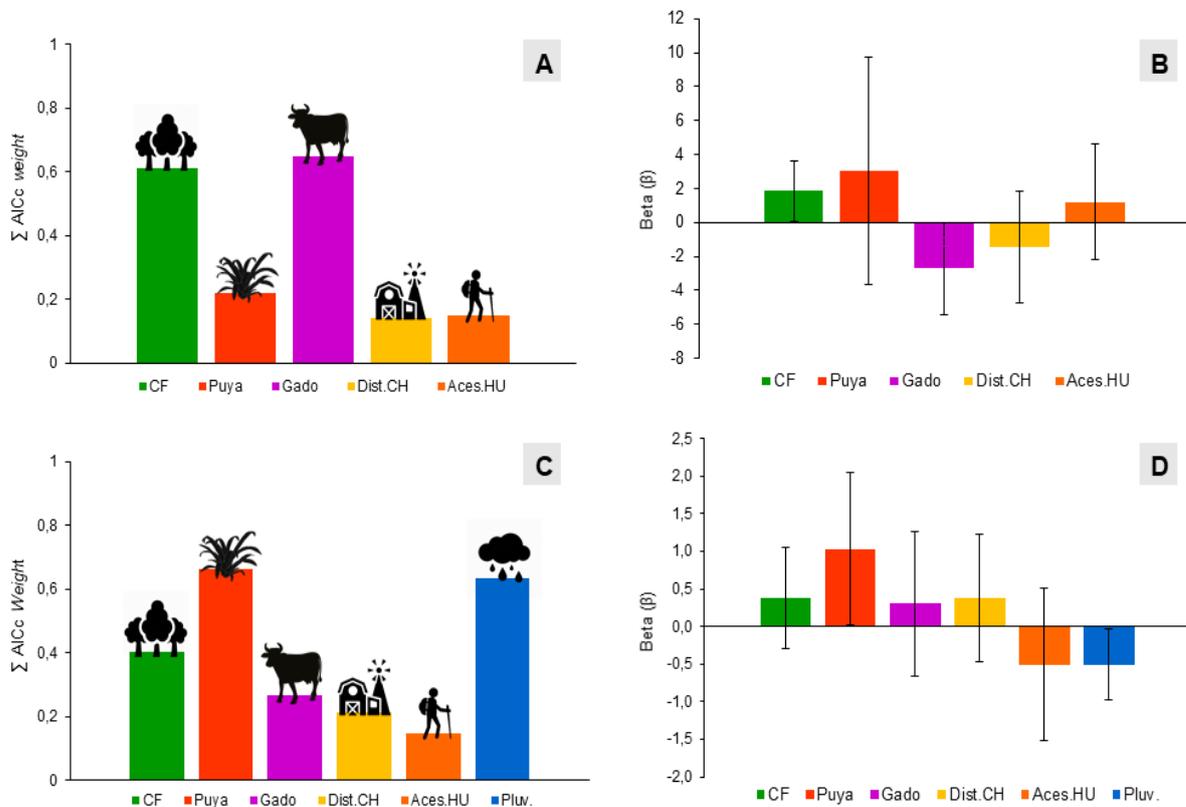
5 RESULTADOS

Nós obtivemos 10 registros independentes de urso-andino através das armadilhas fotográficas e 19 registros de vestígios (5 fezes, 1 pegada, 11 *Puyas* spp. comidas, 2 ninhos de dormida) da espécie através dos transectos. Das 16 unidades amostrais, 9 tiveram a presença de

urso-andino registrada, obtendo assim uma ocupação naive de 0,56. Além disso, o teste de *goodness-of-fit* obteve um $c\text{-hat} = 0,81$, não evidenciando uma sobredispersão dos dados.

A probabilidade de ocupação (Ψ) do urso-andino na região alto-andina do SNPH foi positivamente influenciada pela cobertura florestal ($w_{+} = 0,61$, $\beta = 1,85$, $SE(\beta) = 1,02$) e negativamente influenciada pela abundância de gado ($w_{+} = 0,64$, $\beta = -2,72$, $SE(\beta) = 1,41$) (Tabela 1.3, Figuras 1.5 e 1.6). Já a probabilidade de detecção (p) de urso-andino foi positivamente influenciada pela presença de *Puya* spp. ($w_{+} = 0,66$, $\beta = 1,03$, $SE(\beta) = 0,63$) e negativamente influenciada pela pluviosidade ($w_{+} = 0,63$, $\beta = -0,51$, $SE(\beta) = 0,28$) (Tabela 1.3, Figuras 1.5 e 1.7). A distância do povoado de S.P. Churco e a acessibilidade humana nos locais amostrados não tiveram influência significativa em nenhum dos parâmetros analisados (Ψ e p) (Tabela 1.3, Figura 1.5).

Figura 1.5 – Peso acumulativo ($\Sigma AICc\ weight$) de cada variável utilizada para modelar a probabilidade de ocupação (Ψ) (A) e detecção (p) (C) de urso-andino (*Tremarctos ornatus*) na região alto-andina do Santuário Nacional Pampa Hermosa e de sua zona de amortecimento, Junín, Peru. Efeito (+ ou -) estimado de cada variável usada para modelar a Ψ (B) e a p (D) de urso-andino através do parâmetro beta (β) e erro padrão (SE) a um IC de 95%. Os β foram retirados dos modelos mais parcimoniosos que incluiu cada variável.



Legenda: cobertura florestal (CF); presença de *Puya* spp. (Puya); abundância de gado (Gado); distância do povoado de S.P. Churco (Dist.CH); acessibilidade humana (Aces.HU); pluviosidade (Pluv).

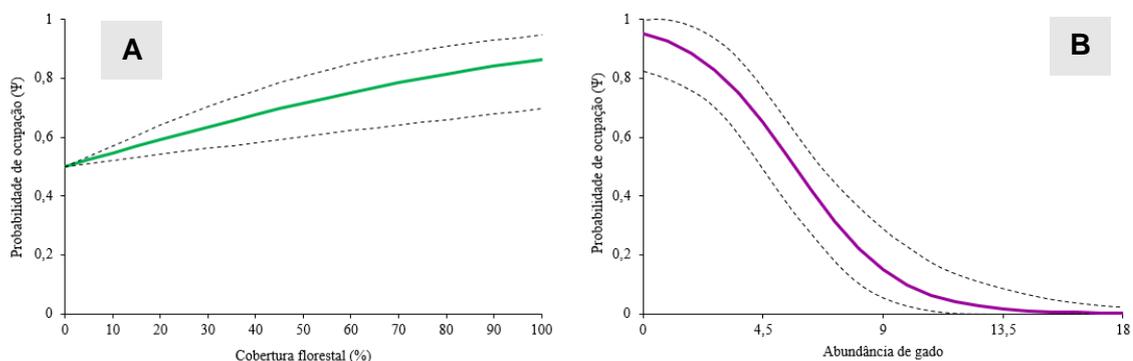
Fonte: Do autor (2021).

Tabela 1.3 – Peso acumulativo de cada variável utilizada para modelar a probabilidade de ocupação (Ψ) e detecção (p) de urso-andino (*Tremarctos ornatus*) na região alto-andina do Santuário Nacional Pampa Hermosa e de sua zona de amortecimento, Junín, Peru. Efeito estimado de cada variável através do parâmetro beta (β) e erro padrão (SE) a um IC de 95%. Os β foram retirados dos modelos mais parcimoniosos que incluiu cada variável.

Variáveis	Peso acumulativo $\sum AICc$ (%)	Beta (β)		
		Estimado	IC 95% inferior	IC 95% superior
PROBABILIDADE DE OCUPAÇÃO (Ψ)				
Cobertura florestal	61,29	1,85	0,08	3,61
<i>Puya</i> spp.	22,11	3,04	-3,66	9,74
Gado	64,82	-2,72	-5,44	-0,04
Distância de S.P. Churco	14,33	-1,43	-4,72	1,86
Acessibilidade humana	14,86	1,2	-2,21	4,61
PROBABILIDADE DE DETECÇÃO (p)				
Cobertura florestal	40,43	0,38	-0,30	1,06
<i>Puya</i> spp.	66,32	1,03	0,01	2,04
Gado	26,68	0,30	-0,66	1,26
Distância de S.P. Churco	21,24	0,38	-0,46	1,22
Acessibilidade humana	14,97	-0,51	-1,52	0,50
Pluviosidade	63,45	-0,51	-1,01	-0,04

Fonte: Do autor (2021).

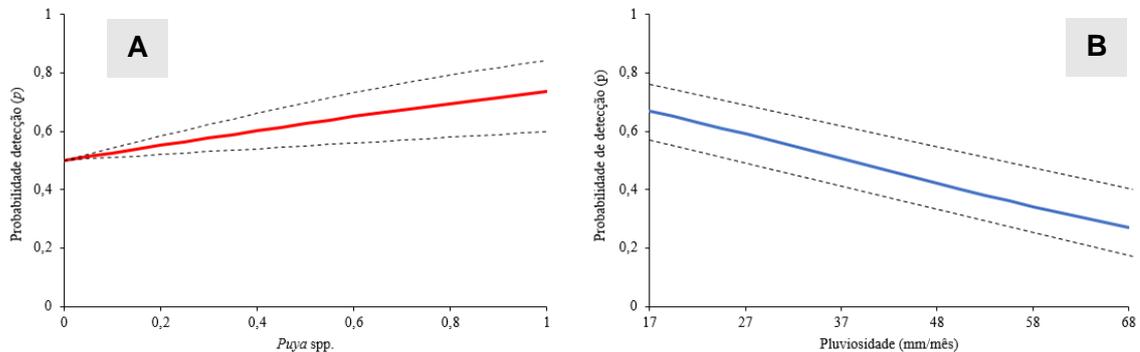
Figura 1.6 – Probabilidade de ocupação (Ψ) de urso-andino (*Tremarctos ornatus*) em função da porcentagem de cobertura florestal (A) e da abundância de gado encontrada (B) na região alto-andina do Santuário Nacional Pampa Hermosa e de sua zona de amortecimento, Junín, Peru.



Legenda: As linhas pontilhadas representam o erro padrão (IC 95%) dos parâmetros betas (β), os quais foram retirados do modelo mais parcimonioso que incluiu as variáveis.

Fonte: Do autor (2021).

Figura 1.7 – Probabilidade de detecção (p) de urso-andino (*Tremarctos ornatus*) em função da presença de bromeliáceas do gênero *Puya* (A) e da pluviosidade mensal (B) na região alto-andina do Santuário Nacional Pampa Hermosa e de sua zona de amortecimento, Junín, Peru.



Legenda: As linhas pontilhadas representam o erro padrão (IC 95%) dos parâmetros betas (β), os quais foram retirados do modelo mais parcimonioso que incluiu as variáveis.

Fonte: Do autor (2021).

A probabilidade de ocupação de urso-andino na região alto-andina do SNPH foi de $\Psi = 0,69 \pm 0,15$, com uma probabilidade de detecção de $p = 0,15 \pm 0,04$. Dentre a seleção dos modelos de ocupação, apenas dois tiveram $\Delta AICc < 2$ (Tabela 1.4), sendo que a cobertura florestal, a abundância de gado, a presença de *Puya* spp. e a pluviosidade foram as variáveis que compuseram os modelos mais explicativos quanto ao uso do habitat de urso-andino na área de estudo.

Tabela 1.4 – Seleção dos dez melhores modelos consistindo nas probabilidades de ocupação (Ψ) e detecção (p) de urso-andino (*Tremarctos ornatus*) na região alto-andina do Santuário Nacional Pampa Hermosa e de sua zona de amortecimento, Junín, Peru.

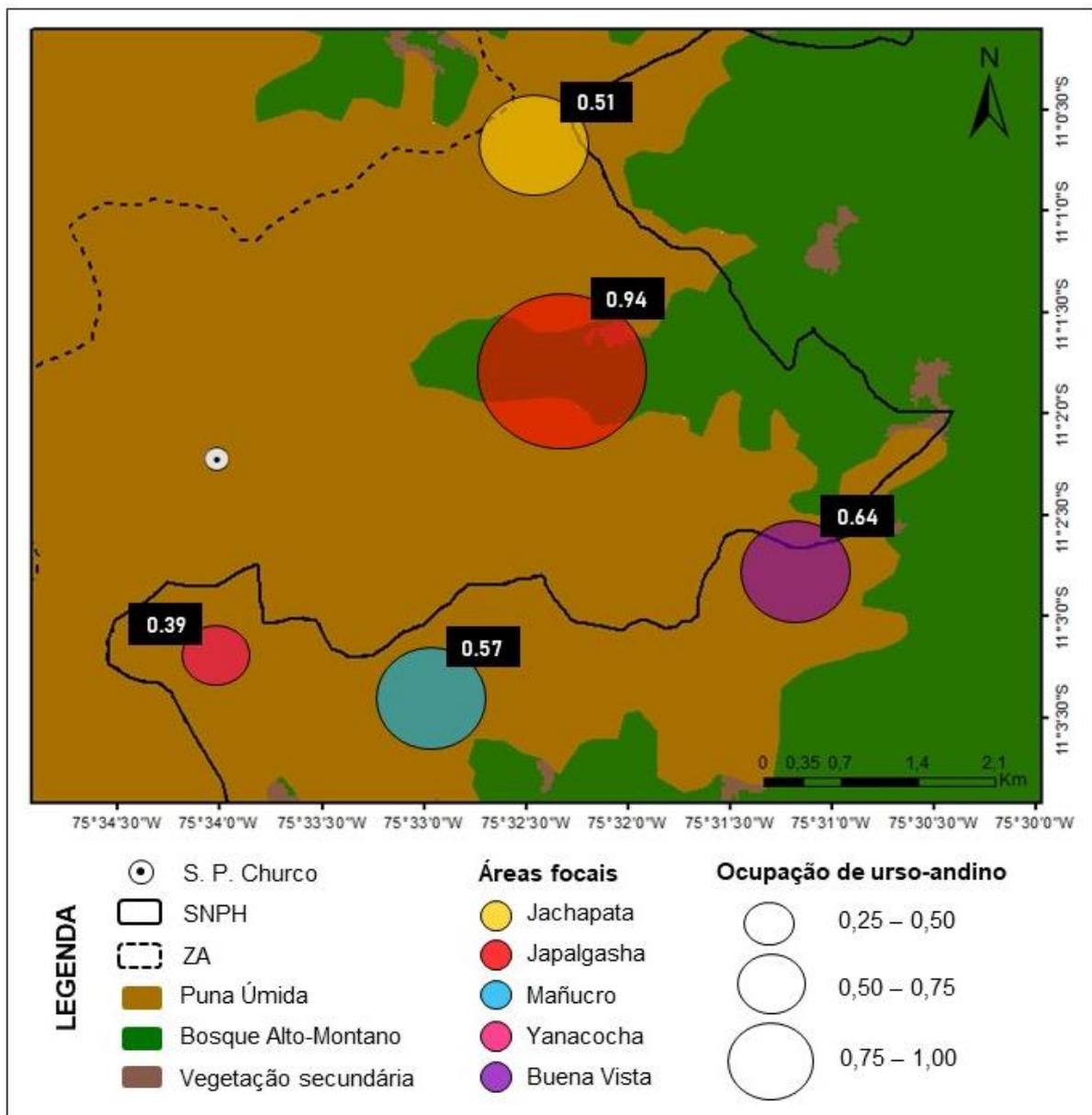
Modelo	AICc	$\Delta AICc$	AICc w	-2Log(L)	K
Ψ (CF + Gado), p (<i>Puya</i> + Pluv)	97,59	0	0,09	85,59	6
Ψ (CF + Gado), p (Pluv)	98,56	0,97	0,05	88,56	5
Ψ (CF + Gado), p (CF + <i>Puya</i>)	99,59	2,00	0,03	87,59	6
Ψ (CF + Gado), p (Gado + Dist.CH)	99,61	2,02	0,03	87,61	6
Ψ (CF + <i>Puya</i> + Gado), p (CF + <i>Puya</i> + Pluv)	99,69	2,10	0,03	83,69	8
Ψ (CF + Gado), p (.)	99,78	2,19	0,03	91,78	4
Ψ (CF + <i>Puya</i> + Gado + Aces.HU), p (<i>Puya</i> + Pluv)	99,81	2,22	0,03	83,81	8
Ψ (CF + Gado + Dist.CH), p (.)	99,81	2,22	0,03	89,81	5
Ψ (CF + Gado), p (<i>Puya</i> + Dist.CH)	99,83	2,24	0,03	87,83	6
Ψ (Gado + Dist.CH), p (CF + <i>Puya</i> + Pluv)	99,93	2,34	0,02	85,93	7

Nota: Ψ modelado em função da cobertura florestal (CF), presença de *Puya* spp. (*Puya*), abundância de gado (Gado), distância do povoado de San Pedro de Churco (Dist.CH) e acessibilidade humana (Aces.HU). p modelado em função de CF, *Puya*, Gado, Dist.CH, Aces.HU e pluviosidade (Pluv). O sinal (+) significa um efeito aditivo entre duas ou mais covariáveis.

Fonte: Do autor (2021).

Dentre as cinco áreas focais amostradas, Japalgasha foi que obteve a maior probabilidade de ocupação de urso andino ($\Psi = 0,94 \pm 0,06$), seguida por Buena Vista ($\Psi = 0,64 \pm 0,05$), Mañucro ($\Psi = 0,57 \pm 0,08$), Jachapata ($\Psi = 0,51 \pm 0,08$) e por fim Yanacocha ($\Psi = 0,39 \pm 0,18$) (Figura 1.8).

Figura 1.8 – Mapa com as probabilidades de ocupação/uso (Ψ) de urso-andino (*Tremarctos ornatus*) para cada das cinco áreas focais amostradas na zona alto-andina do Santuário Nacional Pampa Hermosa (SNPH) e de sua zona de amortecimento (ZA), onde se localiza o povoado de S.P. Churco. Base cartográfica: MINAM (2018) e SERNANP (2020).



Legenda: O tamanho dos círculos demonstra a taxa da Ψ de urso-andino que varia de 0 a 1. Os valores de Ψ foram retirados do modelo mais parcimonioso.

Fonte: Do autor (2021).

Através dos registros fotográficos identificamos ao menos seis indivíduos de urso-andino por meio de suas marcas faciais e tamanho corporal (Figura 1.9). Assim, foi possível individualizarmos uma fêmea com seus dois filhotes, dois indivíduos de grande porte, possivelmente machos, e um indivíduo de tamanho médio de sexo indefinido. Também houve o registro de mais três indivíduos que não puderam ser identificados devido o ângulo da foto, impossibilitando a visualização de suas marcas faciais ou corporais para comparação e individualização.

Figura 1.9 – Registros fotográficos de seis ursos-andinos (*Tremarctos ornatus*) identificados e individualizados através de suas marcas faciais e tamanho corporal na zona alto-andina do Santuário Nacional Pampa Hermosa e sua zona de amortecimento, Junín, Peru.



Fonte: Do autor (2021).

6 DISCUSSÃO

6.1 Efeito das variáveis ambientais no uso de habitat pelo urso-andino

A cobertura florestal e a abundância de gado foram os principais modeladores do uso do habitat pelo urso-andino (Ψ), além da presença de *Puya* spp. e a pluviosidade exercerem uma

importante influência na intensidade deste uso do habitat (p) na zona alto-andina do SNPH e de seu entorno.

Dos diversos ambientes que o urso-andino habita, os bosques montanos e alto-montanos são os que possuem as maiores densidades e abundância da espécie ao longo de sua distribuição (GOLDSTEIN, 1990; GUERRERO-CASADO & ZAMBRANO, 2020). Dessa forma é esperado que nas zonas alto-andinas de ecótono campos-bosques, as áreas mais florestadas exerçam uma influência positiva no uso do habitat pelo urso-andino (RÍOS-UZEDA et al., 2006, 2009; MORRELL et al., 2021), como encontrado no presente estudo. Isso se deve principalmente pela grande abundância e diversidade de recursos alimentares nestes ambientes (CUESTA et al., 2003; RÍOS-UZEDA et al., 2009). Itens importantes na dieta do urso-andino, como frutos, epífitas (Bromeliaceae e Orchidaceae), meristemas de pteridófitas (Cyatheaceae) e de palmeiras (Ericaceae) são recursos abundantes nos bosques nebulosos (RÍOS-UZEDA et al., 2006; FIGUEROA, 2013).

No entanto, a sazonalidade climática tem grande influência na disponibilidade destes recursos nos bosques nebulosos (SUAREZ, 1988; CUESTA et al., 2003; VELEZ-LIENDO et al., 2013), principalmente de frutos (os itens mais energéticos de sua dieta) (KATTAN et al., 2004; TROYA et al., 2004). Essa disponibilidade de alimentos é um dos moduladores chave para entender a utilização do espaço pelo urso-andino, usando diferentes tipos de habitats para assegurar suas fontes de alimento (GARCÍA-RANGEL, 2012). A influência negativa da pluviosidade na intensidade do uso do habitat pelo urso-andino encontrada na área do presente estudo corrobora com este padrão. Durante a estação seca (abril a setembro) há uma queda na disponibilidade de recursos alimentares nos bosques nebulosos (CUESTA et al., 2003), o que força os ursos a explorarem com maior intensidade os campos alto-andinos (Puna Úmida) (PEYTON, 1987; FIGUEROA, 2013), ecossistema dominante da zona alto-andina do SNPH e de seu entorno. Foi justamente nesta época de menor precipitação que houve maior detectabilidade do urso-andino, sendo que 80% dos registros fotográficos e 100% dos registros por vestígios foram feitos entre os meses de abril e setembro.

O uso dos campos alto-andinos pelo urso-andino está intimamente ligado ao consumo de bromeliáceas terrestres como as do gênero *Puya* spp. (PEYTON, 1980; TROYA et al., 2004), as quais tiveram um efeito positivo na intensidade do uso de habitat pelo urso-andino. As *Puya* spp. tem grande importância alimentar para os ursos nas Punas, chegando a compreender mais da metade de sua dieta nesta ecorregião (GOLDSTEIN, 1990; GOLDSTEIN & SALAS, 1993; FIGUEROA, 2013). Um estudo realizado por Suarez (1988) nas regiões alto-andinas do

Equador, identificou através de análises fecais, que 86% das fezes dos ursos-andinos locais eram compostas por *Puya* spp.. Apesar deste recurso exercer uma grande importância durante a estação seca nos ecótonos alto-andinos (PAISLEY, 2001), o consumo de *Puya* spp. não se limita apenas na época de estiagem (FIGUEROA, 2013). Devido à ausência de competição com outros animais na exploração desse recurso, estas bromeliáceas terrestres (Figura 1.10) são fontes seguras de alimento para o urso-andino ao longo de todo ano (VELEZ-LIENDO et al., 2013).

Figura 1.10 – Fezes de urso-andino (*Tremarctos ornatus*) repleta de fibras de *Puya* spp. (A) registrada próxima a uma grande quantidade de vestígios de consumo desta mesma planta (B), na zona alto-andina do Santuário Nacional Pampa Hermosa, Junín, Peru.



Fonte: Do autor (2019).

Diferentemente do que hipotetizamos, a abundância de gado teve um efeito negativo sobre o uso do habitat pelo urso-andino na área de estudo. Resultados semelhantes foram encontrados no entorno do Santuário Histórico de Machu Picchu (MÁRQUEZ et al., 2016) e na região centro-norte dos Andes Orientais da Colômbia (PARRA-ROMERO et al., 2019b; ACEVEDO et al., 2020), através também de modelagem de ocupação. Nesta região colombiana, as áreas utilizadas por urso-andino diminuíram cerca de 30% a 40% quando havia presença de pecuária extensiva (PARRA-ROMERO et al., 2019b; ACEVEDO et al., 2020). Na nossa área de estudo, o aumento da abundância de gado mostrou uma tendência ainda mais acentuada na redução do uso do habitat de urso-andino, sendo que apenas com a presença de cinco cabeças de gado (média de rebanho na área), a probabilidade de uso do espaço pelos ursos reduziu aproximadamente 45%. Isso sugere que a pecuária extensiva praticada pelo povoado

de S.P. Churco está causando um deslocamento dos ursos-andinos para outras áreas, e não uma atração, como é idealizado intuitivamente pela população local devido aos eventos de predação relatados. Esta relação negativa demonstra que o comportamento de predação do gado não é comum a toda população de urso-andino, sendo realizados apenas por determinados indivíduos, geralmente grandes machos adultos (GOLDSTEIN et al., 2006; FIGUEROA, 2015).

O motivo desse deslocamento dos ursos-andinos pode estar associado as atividades ligadas a esta pecuária extensiva local, como a queima de campos nativos, corte dos bosques adjacentes às áreas de pastagem, compactação do solo, maior presença e movimentação humana e de animais domésticos, como cachorros (RODRÍGUEZ et al., 2003; GARCÍA-RANGEL, 2012). Todas estas atividades são praticadas comumente pela comunidade local desde a criação do SNPH (SERNANP, 2012) e também foram observadas *in situ* durante o presente estudo. Estas pressões antrópicas reduzem a área dos bosques nebulosos e a quantidade de bromeliáceas terrestres, além de facilitar a introdução de espécies exóticas no ambiente, impactando negativamente a disponibilidade de recursos e de habitats para o estabelecimento de urso nas regiões alto-andinas (ZAPATA-RÍOS & BRANCH, 2018; ROJAS-VERA PINTO et al., 2019).

Além disso, registramos a presença de gado em 75% dos pontos de amostragem no interior do SNPH, fato preocupante por se tratar de um Santuário Nacional que tem como principal objetivo a conservação da biodiversidade. A pecuária não manejada praticada nestas regiões alto-andinas também pode causar o deslocamento de outros mamíferos, como cervídeos nativos (eg. *Odocoileus virginianus* e *Hippocamelus antisensis*) (BARRIO, 2006), além de impactar negativamente a retenção de água no solo e a biodiversidade de plantas (MACHACA et al., 2018). Portanto, se faz necessário limitar o acesso do gado nas áreas do SNPH, bem como aumentar a fiscalização pelos guarda-parques para que essa atividade fique restrita à sua área de amortecimento.

6.2 Relação entre as áreas focais e as taxas de uso pelo urso-andino

A taxa de uso de habitat por urso-andino ao longo de toda a área de estudo ($\Psi = 0,69$) foi semelhante a outros estudos conduzidos no Peru ($\Psi = 0,66$ a $0,95$) (MÁRQUEZ et al., 2016; LOYAZA et al., 2019) e Colômbia ($\Psi = 0,74$) (PARRA-ROMERO et al., 2019b), e maior do que encontrado nos páramos equatorianos ($\Psi = 0,19$ a $0,26$) (ZAPATA-RÍOS & BRANCH, 2018). Esta taxa demonstra que a zona alto-andina do SNPH e seu entorno ainda mantém uma quantidade significativa de habitat para a espécie. Corroborando essa relevância da área, a identificação de seis indivíduos de urso-andino pelos registros fotográficos em uma área de

apenas 25 km², demonstra que a região aparenta abrigar uma considerável abundância da espécie, tomando de base a densidade média da espécie de 2 a 12 indivíduos/100 km² (GARCÍA-RANGEL, 2012) e uma área de vida média que varia entre 15 (fêmea) a 59 km² (macho) (CASTELLANOS, 2011). Isso evidencia o papel importante do SNPH e de sua ZA na manutenção de habitats alto-andinos para a população local de ursos, que como outros grandes carnívoros apresenta naturalmente baixas densidades (RÍOS-UZEDA et al., 2007).

Dentre as áreas focais, Japalgasha foi a mais usada pelos ursos-andinos, e também é uma das áreas mais próximas ao povoado de S.P. Churco e de maior acessibilidade humana. No entanto, Japalgasha possui a maior cobertura florestal dentre as cinco áreas focais e é a única que está inserida nos Bosques Alto-Montanos. Tais características foram mais determinantes para explicar o uso da área pelo urso do que a proximidade e acessibilidade humana. Já a região de Yanacocha foi a menos utilizada pela espécie, e também é a área de menor cobertura florestal (7%) e a única que não foi encontrada *Puya* spp., variáveis que influenciaram negativamente a probabilidade de uso por urso-andino na área. Os setores de Jachapata, Mañucro e Buena Vista tiveram taxas de uso medianas em relação as outras, com uma presença significativa de *Puya* spp. (64%), mas apresentando as maiores abundâncias de gado, principalmente Buena Vista e Jachapata. Estes fatores ajudaram a contrabalancear o uso de habitat nestas áreas por urso-andino.

Além disso, no estudo que procurou confirmar se os eventos de predação do gado na atual área de estudo foram realizados por urso-andino, entre 2014 e 2015 (ROJAS VERA-PINTO et al., 2020), constatou que 93% das carcaças de gado presentes no local se encontravam no setor de Jachapata e 7% delas em Yanacocha. Ambos setores obtiveram as menores taxas de uso de habitat por urso-andino, corroborando a relação inversa entre abundância de gado e áreas usadas pelos ursos verificada neste estudo. Apesar de grande parte dos casos de predação analisados por Rojas Vera-Pinto et al. (2020) não confirmarem a participação direta de urso-andino, as características ambientais das áreas de ocorrência destes eventos podem dar indicativos para a maior vulnerabilidade do gado a predação de carnívoros nativos. As pastagens de Jachapata são as mais distantes de S.P. Churco, e conseqüentemente, as menos visitadas e vigiadas, além de terem uma longa faixa de ecótono campo-bosque, justamente onde foram encontradas grande parte das carcaças. Já Yanacocha é o setor de menor acessibilidade humana e o mais acidentado topograficamente, com presença de ravinas e penhascos, locais comumente utilizados por ursos para refúgio, descanso e alimentação. Há relatos de predação em que o urso-andino utiliza destes acidentes topográficos para perseguir e empurrar o gado,

facilitando a predação do animal (FIGUEROA, 2015). Dessa forma, estas características do relevo e do ambiente parecem ser mais importantes para explicar o maior número de eventos de predação nos setores de Jachapata e Yanacochoa.

6.3 Implicações de manejo e conservação para o conflito humano-urso

Ao longo dos Andes Tropicais o conflito humano-urso é uma realidade em diversas localidades onde o urso-andino está distribuído. Cada situação tem suas características socioambientais e culturais próprias. Assim as medidas de mitigação e manejo do conflito necessitam buscar o princípio da coexistência entre ambos os lados para que possam conviver de uma forma mais sustentável a longo prazo, principalmente quando o conflito envolve comunidades tradicionais com alta vulnerabilidade socioeconômica, como a de S.P. Churco, que está inserida no entorno de uma área protegida que impõe certas limitações em suas atividades econômicas.

Dessa forma, sugerimos quatro principais medidas de mitigação e manejo do conflito humano-urso baseadas nos resultados encontrados no presente estudo e de outras experiências ao longo dos Andes:

- (1) Reduzir a perda e degradação dos Bosques Alto-Montanos, que se dá principalmente pelo corte de lenha. A conservação dos bosques significa manter maior disponibilidade e quantidade de habitat, recursos vegetais e animais para a população local de urso-andino, diminuindo o risco de ataques ao gado (FIGUEROA, 2015; ROJAS-VERA PINTO et al., 2019). A implementação de sistemas silvopastoris pode facilitar o acesso de recursos madeireiros regulamentados de forma mais sustentável, bem como planos de assistência social que facilite o acesso ao gás de cozinha à comunidade. Buscar reduzir a pressão sobre certas famílias de espécies lenhosas nativas, principalmente de lauráceas, pode ser também uma alternativa paliativa, já que alguns estudos conduzidos em Machu Picchu (PEYTON, 1987) e no Equador (CASTELLANOS et al., 2011) encontraram uma estreita relação desta família com o urso-andino em regiões de ecótono alto-andinas.
- (2) Cessar a queima dos campos nativos alto-andinos, principalmente aqueles com presença de *Puya* spp.. Como este tipo de bromeliácea é um dos itens principais na dieta do urso-andino nas regiões de Puna, torna-se essencial a manutenção deste

recurso. Além disso, a queima pode causar o deslocamento de possíveis presas e a diminuição de habitats para o urso-andino, aumentando o risco de conflitos (ROJAS-VERA PINTO et al., 2019).

- (3) Melhorar o manejo do gado na região, com a adoção de medidas que diminuam a vulnerabilidade do rebanho através de assistência técnica, como: evitar que o gado pasteje em áreas próximas aos bosques e a acidentes topográficos (NALLAR et al., 2008); restringir o acesso do gado ao interior do SNPH; trazer os rebanhos para áreas mais próximas da comunidade, aumentando seu controle e vigilância (CASTELLANOS et al., 2011); utilizar um manejo semi-intensivo do gado, através da construção de cercas e currais que possam abrigar o rebanho pelo menos parte do dia, possibilitando também a geração de produtos secundários, como leite e derivados (ROJAS-VERA PINTO et al., 2019); produção de forragem para que as pastagens nativas não sejam o único recurso alimentar para o gado, principalmente na época de estiagem, além de incrementar valor nutricional e comercial aos animais (LAGUNA, 2018); e por fim considerar a criação de raças de gado de maior porte, como a raça Brahman, a qual não existe nenhum relato de predação por urso-andino devido seu grande tamanho corporal (CASTELLANOS et al., 2011; FIGUEROA, 2015).
- (4) Priorizar todas estas medidas de controle e vigilância do gado na estação de estiagem, principalmente nos meses de julho e agosto, que é quando há uma menor disponibilidade de recurso nos bosques e os ursos tendem buscar outras fontes de alimento nas áreas abertas de Puna da zona alto-andina do SNPH. Uma planificação e divisão de visitas nas áreas de pastoreio pelos moradores locais ao longo dos meses poderia otimizar esta vigilância sobre o gado (MORALES, 2003; ROJAS-VERA PINTO et al., 2019).

Apesar dos nossos resultados não permitirem a inferência de outras possíveis ações de mitigação para o conflito, algumas medidas de curto prazo merecem ser citadas, pois também podem ser eficientes e envolvem respostas rápidas que evitam o comportamento de predação dos ursos. Uma delas é o enterro imediato dos animais predados para que os ursos não criem gosto pela carne bovina, devido seu comportamento carniceiro (NALLAR et al., 2008; ROJAS-VERA PINTO et al., 2019). A utilização de dissuasivos visuais, olfativos e sonoros para afastar

os ursos também podem ser efetivos (por algum tempo) e econômicos, como o uso de espantalhos, bandeiras coloridas, soluções líquidas com alho, pimenta, mostarda e urina humana, bem como a utilização de fogos de artifício e outras fontes de barulho (RODRÍGUEZ et al., 2017; LAGUNA, 2018). Uma outra alternativa, utilizada a milênios na Europa e Ásia, é o uso de cachorros pastores treinados para proteger o rebanho, mantendo os potenciais predadores afastados (CASTELLANOS et al., 2011; FIGUEROA, 2015). No entanto, os cuidados e gastos econômicos para a obtenção, treinamento e manutenção destas raças de cachorros podem ser altos, principalmente para comunidades isoladas e vulneráveis como S.P. Churco, assim os custos-benefícios devem ser primeiramente analisados para que essa medida seja efetiva.

Ao longo de anos de estudos sobre conflitos humano-carnívoros pelo mundo, outras diversas medidas mitigatórias foram testadas, principalmente na Europa e América do Norte, e algumas ainda permanecem contraditórias no que diz respeito a efetividade (VAN EEDEN et al., 2018). A principal delas é a retirada ou eliminação do animal “problema”. No caso do urso-andino essa medida parece ser uma alternativa plausível, já que os ataques ao gado são realizados por indivíduos específicos, mas todos os outros ursos “inocentes” são vistos como danosos (GOLDSTEIN et al., 2006; PARRA-ROMERO et al., 2019a). No entanto, apesar de parecer contraditório, essa medida pode aumentar os eventos de predação ao gado (LAGUNA, 2018). Como o urso “problema”, grande parte das vezes, é um macho adulto residente, que possui uma grande área de vida marcando seu território, caso aconteça sua eliminação local, vários machos jovens podem vir a ocupar esta área livremente. E devido a imaturidade comportamental e sexual destes indivíduos jovens, a densidade de potenciais ursos machos “problemáticos” nesta mesma área pode aumentar, bem como o conflito (LAGUNA, 2018; ROJAS-VERA PINTO et al., 2019). Este efeito contrário também foi observado nos Estados Unidos, onde a caça desportiva de puma aumentou de 36 para 240% os casos de predação do gado depois que foi permitida para mitigar a predação do gado pelos pumas (PEEBLES et al., 2013).

Com a expansão da fronteira agropecuária ao longo dos Andes Tropicais potencializada pelas mudanças climáticas (MALCOLM et al., 2006; LARSEN et al., 2011; NOH et al., 2020), a área de distribuição do urso-andino vem se modificando e reduzindo rapidamente, criando um cenário de conflitos crescentes (VELEZ-LIENDO & GARCÍA-RANGEL, 2017). No entanto, o principal desafio para o manejo deste problema é trazer a percepção de que alguns costumes tradicionais trazem mais custos do que benefícios para as comunidades rurais andinas, que

necessitam do gado como fonte de renda (FIGUEROA, 2015). Para que mudanças ocorram é preciso, primeiramente, um intercâmbio dos conhecimentos tradicionais e científicos existentes sobre esse tema (ROJAS-VERA PINTO et al., 2019). Assim, os diversos atores envolvidos podem ter uma visão ampla de ambos os lados e traçar medidas mitigatórias de acordo com a realidade local para que seja possível uma coexistência, aliando desenvolvimento social e conservação (VAN EEDEN et al., 2018).

7 CONCLUSÃO

Os resultados encontrados demonstraram a importância da manutenção dos Bosques Alto-Montanos e dos campos de *Puya* spp. para o estabelecimento de urso-andino na região alto-andina do SNPH e de seu entorno, além do efeito da sazonalidade no uso de habitat pela espécie. Entretanto, a presença abundante de gado pode estar causando o deslocamento dos ursos, impactando negativamente na disponibilidade de seus habitats nas áreas de conflito. Estas informações podem servir de base para que medidas mitigatórias eficazes sejam desenhadas de maneira específica para a realidade do povoado de S.P. Churco. A adoção de ações que busquem conservar as áreas de bosques e de *Puya* spp., assim como práticas de um manejo pastoril mais sustentável e rentável podem ser priorizadas para a redução do conflito humano-urso na região. A convivência com grandes carnívoros é um desafio que deve ser tratado de forma multidisciplinar e integrativa (LOZANO et al., 2019), especialmente quando se trata de populações tradicionais e de uma espécie ameaçada tão emblemática e importante ecologicamente, como o urso-andino. Assim, a soma de esforços conservacionistas e sociais pode ser a chave para a coexistência e a manutenção da rica diversidade biológica e sociocultural nos Andes Tropicais.

REFERÊNCIAS

ACEVEDO, C. et al. Conservamos la Vida: Patrones de ocupación y diagnóstico de paisaje de conflicto entre el oso andino y la gente en la Unidad Núcleo de Conservación Tatamá - Farallones – Munchique. Andean Bear Conservation Alliance & WWF, Bogotá, Colombia, 2020.

ASNER, G. P. et al. Conservation assessment of the Peruvian Andes and Amazon based on mapped forest functional diversity. **Biological conservation**, v. 210, p. 80-88, 2017.

BARGALI, H. S.; AKHTAR, N.; CHAUHAN, N. P. S. Characteristics of sloth bear attacks and human casualties in North Bilaspur Forest Division, Chhattisgarh, India. **Ursus**, v. 16, n. 2, p. 263-267, 2005.

BARRIO, J. Manejo no intencional de dos especies de cérvidos por exclusión de ganado en la parte alta del Parque Nacional Río Abiseo, Perú. **Revista Electrónica Manejo de Fauna Silvestre en Latinoamérica**, v. 1, n. 2, p. 1-10, 2006.

BAX, V.; FRANCESCONI, W. Conservation gaps and priorities in the Tropical Andes biodiversity hotspot: Implications for the expansion of protected areas. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 387-396, 2019.

BOZDOGAN, H. Model selection and Akaike's Information Criterion (AIC): The general theory and its analytical extensions. **Psychometrika**, v. 52, n. 3, p. 345-370, 1987.

BRACK, A. Ecología de un país complejo. Gran geografía del Perú. **Naturaleza y hombre**, v. 2, p. 175-319, 1986.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**. Springer Science & Business Media, 2002.

CAN, Ö. E. et al. Resolving human-bear conflict: A global survey of countries, experts, and key factors. **Conservation Letters**, v. 7, n. 6, p. 501-513, 2014.

CASSANO, C. R.; BARLOW, J.; PARDINI, R. Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agroforests. **Biological Conservation**, v. 169, p. 14-22, 2014.

CASTELLANOS, A., ALTAMIRANO, M., TAPIA, G. Ecology and behaviour of reintroduced Andean bears in the Biological Reserve Maquipucuna, Ecuador: implications in conservation. Ukuku, **Boletín Informativo sobre la Conservación del Oso Andino**, v. 3, p. 23-26, 2001.

CASTELLANOS, A. Andean bear home ranges in the Intag region, Ecuador. **Ursus**, v. 22, n. 1, p. 65-74, 2011.

CASTELLANOS, Armando; LAGUNA, Andres; CLIFFORD, Sarah. Suggestions for mitigating cattle depredation and resulting human-bear conflicts in Ecuador. **International Bear News**, v. 20, n. 3, p. 16-18, 2011.

CUESTA, F.; PERALVO, M. F.; VAN MANEN, F. T. Andean bear habitat use in the Oyacachi River Basin, Ecuador. **Ursus**, v. 14, n. 2, p. 198-209, 2003.

DICKMAN, A. J.; MACDONALD, E. A.; MACDONALD, D. W. A review of financial instruments to pay for predator conservation and encourage human-carnivore coexistence. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 34, p. 13937-13944, 2011.

DOHERTY, P. F.; WHITE, G. C.; BURNHAM, K. P. Comparison of model building and selection strategies. **Journal of Ornithology**, v. 152, n. 2, p. 317-323, 2012.

EGHDAMI, M.; BARROS, A. P. Extreme orographic rainfall in the eastern Andes tied to cold air intrusions. **Frontiers in Environmental Science**, v. 7, p. 101, 2019.

FIGUEROA, J. Interacciones humano-oso andino *Tremarctos ornatus* en el Perú: consumo de cultivos y depredación de ganado. **Therya**, v. 6, n. 1, p. 251-278, 2015.

FIGUEROA, J. Composición de la dieta del oso andino *Tremarctos ornatus* (Carnivora: Ursidae) en nueve áreas naturales protegidas del Perú. **Therya**, v. 4, n. 2, p. 327-359, 2013.

GARCÍA-RANGEL, S. Andean bear *Tremarctos ornatus* natural history and conservation. **Mammal Review**, v. 42, n. 2, p. 85-119, 2012.

GOLDSTEIN, I. R.; SALAS, L. Patrón de explotación de *Puya* sp. (Bromeliaceae) por *Tremarctos ornatus* (Ursidae) en el páramo El Tambor, Venezuela. **Ecotropicos**, v. 6, n. 2, p. 1-9, 1993.

GOLDSTEIN, I.; KATTAN, G. El oso frontino como especie del paisaje. The spectacled bear as a landscape species. In: **La Gestión de la Biodiversidad: Áreas Protegidas y Áreas Vulnerables**, IV Simposio Internacional de Desarrollo Sustentable Memorias. p. 16-23, 2001.

GOLDSTEIN, I. R. et al. Andean bear–livestock conflicts: a review. **Ursus**, v. 17, n. 1, p. 8-15, 2006.

GOLDSTEIN, I. R. Andean bear use of the epiphytic bromeliad *Tillandsia fendleri* at Quebrada el Molino, Venezuela. **Ursus**, v. 15, n. 1, p. 54-56, 2004.

GOLDSTEIN, I. R. Andean bear-cattle interactions and tree nest use in Bolivia and Venezuela. **Ursus**, v. 13, p. 369-372, 2002.

GOSWAMI, V. R. et al. Mechanistic understanding of human–wildlife conflict through a novel application of dynamic occupancy models. **Conservation Biology**, v. 29, n. 4, p. 1100-1110, 2015.

GOULD, M. J. et al. Validating the performance of occupancy models for estimating habitat use and predicting the distribution of highly-mobile species: A case study using the american black bear. **Biological Conservation**, v. 234, p. 28-36, 2019.

GRAHAM, K.; BECKERMAN, A. P.; THIRGOOD, S. Human–predator–prey conflicts: ecological correlates, prey losses and patterns of management. **Biological Conservation**, v. 122, n. 2, p. 159-171, 2005.

GUERRERO-CASADO, J.; ZAMBRANO, R. H. The worrisome conservation status of ecosystems within the distribution range of the Spectacled Bear *Tremarctos ornatus* (Mammalia: Carnivora: Ursidae) in Ecuador. **Journal of Threatened Taxa**, v. 12, n. 10, p. 16204-16209, 2020.

GUHARAJAN, R. et al. Does the Vulnerable sun bear *Helarctos malayanus* damage crops and threaten people in oil palm plantations?. **Oryx**, v. 53, n. 4, p. 611-619, 2019.

HERNANI-LINEROS, L.; GARCIA, E.; PACHECO, L. F. Andean bear diet near to and far from a road. **Ursus**, v. 2020, n. 31e7, p. 1-7, 2020.

HINES, J. E. PRESENCE: Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC. <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence>. 2006.

JOSSE C. et al. Sistemas Ecológicos de la Cuenca Amazónica de Perú y Bolivia. Clasificación y mapeo. NatureServe. Arlington, Virginia, Estados Unidos. 2007.

JUNQUAS, C. et al. Understanding the influence of orography on the precipitation diurnal cycle and the associated atmospheric processes in the central Andes. **Climate Dynamics**, v. 50, n. 11, p. 3995-4017, 2018.

KARANTH, K. U., NICHOLS, J. D. Monitoring tiger densities and their prey: a manual for researchers, managers and conservationists in tropical Asia. Centre for Wildlife Studies, Bangalore, India, 2002.

KARAMANLIDIS, A. A. et al. Structural and economic aspects of human–bear conflicts in Greece. **Ursus**, v. 22, n. 2, p. 141-152, 2011.

KATTAN, G. et al. Range fragmentation in the spectacled bear *Tremarctos ornatus* in the northern Andes. **Oryx**, v. 38, n. 2, p. 155-163, 2004.

LAGUNA, A. A. Manual de atención y prevención de ataques por oso andino (*Tremarctos ornatus*) al ganado en Ecuador. Quito: GIZ GmbH. 2018.

LAGUNA, A. A. Estudio del conflicto oso andino–humano en los Andes norte de Ecuador. Memorias del **II Congreso Ecuatoriano de Mastozoología**. Puyo, Ecuador. 2013.

LAHOZ-MONFORT, J. J.; GUILLERA-ARROITA, G.; WINTLE, B. A. Imperfect detection impacts the performance of species distribution models. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 4, p. 504-515, 2014.

LARSEN, T. H. et al. Range shifts and extinctions driven by climate change in the tropical Andes: synthesis and directions. In: **Climate change and biodiversity in the tropical Andes**, p. 47-67, 2011.

LE FLORE, E. G. et al. Livestock depredation by large carnivores in northern Botswana. **Global Ecology and Conservation**, v. 18, p. e00592, 2019.

LEO, M. The importance of tropical montane cloud forest for preserving vertebrate endemism in Peru: the Rio Abiseo National Park as a case study. In: **Tropical Montane Cloud Forests**. Springer, New York, p. 198-211, 1995.

LEWIS, D. L. et al. Foraging ecology of black bears in urban environments: guidance for human-bear conflict mitigation. **Ecosphere**, v. 6, n. 8, p. 1-18, 2015.

LIU, F. et al. Human-wildlife conflicts influence attitudes but not necessarily behaviors: Factors driving the poaching of bears in China. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 538-547, 2011.

LÓPEZ, R. P. Los Pisos de vegetación y la flora. In: **Transitando la diversidad, Paisajes naturales y culturales: La Paz**. TROPICO–Asociación Boliviana para la

conservación/Gobierno Municipal de La Paz/Fundación para el Desarrollo del Sistema Nacional de Áreas Protegidas, La Paz, p. 21-35, 2010.

LOAYZA, K. H. H; MARQUEZ, R.; MOSCOSO, N. J. Ocupación del Oso Andino *Tremarctos ornatus* en el Área de Conservación Regional Choquequirao, Cusco. **Q'euña**, v. 10, n. 1, p. 19-26, 2019.

LOZANO, J. et al. Human-carnivore relations: A systematic review. **Biological Conservation**, v. 237, p. 480-492, 2019.

LUCHERINI, M.; MERINO, M. J. Perceptions of human–carnivore conflicts in the high Andes of Argentina. **Mountain Research and Development**, v. 28, n. 1, p. 81-86, 2008.

MACHACA, N. C. et al. Effects of grazing pressure on plant species composition and water presence on bofedales in the Andes mountain range of Bolivia. **Mires Peat**, v. 21, p. 1-15, 2018.

MACKENZIE, D. I. et al. Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence. Amsterdam: Elsevier/Academic Press, 2006.

MACKENZIE, D. I. et al. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. **Ecology**, v. 83, p. 2248-2255, 2002.

MACKENZIE, D. I.; BAILEY, L. L. Assessing the fit of site-occupancy models. **Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics**, v. 9, n. 3, p. 300-318, 2004.

MALCOLM, J. R. et al. Global warming and extinctions of endemic species from biodiversity hotspots. **Conservation Biology**, v. 20, n. 2, p. 538-548, 2006.

MÁRQUEZ, R. et al. **Guía para el Monitoreo de la Ocupación de Oso Andino**. Andean Bear Conservation Alliance & Wildlife Conservation Society. Bogotá, Colombia, 2017.

MÁRQUEZ, R. et al. **Evaluación de *Tremarctos ornatus* en el Santuario Histórico de Machupicchu, utilizando modelos de ocupación y uso**. Andean Bear Conservation Alliance & Wildlife Conservation Society. Quito, Ecuador, 2016.

MÁRQUEZ, R; GOLDSTEIN, I. **Guía para el diagnóstico del paisaje de conflicto oso-gente**. Versión 1.0. Wildlife Conservation Society Colombia. Santiago de Cali, Colombia, 2014.

MASSARA, R. L. et al. Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. **Biotropica**, v. 50, n. 1, p. 125-134, 2018.

MEZA, H. E. M. Conteo de individuos de *Puya raimondii* mediante técnicas geomáticas en territorio de la comunidad campesina Cajamarquilla, Ancash. **Revista de Glaciares y Ecosistemas de Montaña**, n. 2, p. 8-8, 2017.

MILLER, B. et al. The importance of large carnivores to healthy ecosystems. **Endangered Species Update**, v. 18, n. 5, p. 202-210, 2001.

- MITTERMEIER, R. A. et al. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: **Biodiversity Hotspots**. Springer, Berlin, p. 3-22, 2011.
- MORALES, A. 2003. Control de daños provocados por fauna silvestre a maizales. Comunidades de Pajan y Sanachi, Municipio Curva, ANMIN Apolobamba, 2001-2003. Wildlife Conservation Society. La Paz, Bolivia, 2003.
- MORALES-GONZÁLEZ, A. et al. Large carnivores living alongside humans: Brown bears in human-modified landscapes. **Global Ecology and Conservation**, v. 22, p. e00937, 2020.
- MORRELL, N.; APPLETON, R. D.; ARCESE, P. Roads, forest cover, and topography as factors affecting the occurrence of large carnivores: The case of the Andean bear (*Tremarctos ornatus*). **Global Ecology and Conservation**, v. 26, p. e01473, 2021.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853, 2000.
- NAGY-REIS, M. B. et al. Relative importance of anthropogenic landscape characteristics for Neotropical frugivores at multiple scales. **Animal Conservation**, v. 20, n. 6, p. 520-531, 2017.
- NALLAR, R.; MORALES A.; GÓMEZ Y. H. **Manual para la identificación y reconocimiento de eventos de depredación del ganado por carnívoros altoandinos**. Wildlife Conservation Society. La Paz, Bolivia, 2008.
- NASA (National Aeronautics and Space Administration). Precipitation Measurement Missions – Tropical Rainfall Measurement Missions (TRMM) Data, 2021. Disponível em: <https://pmm.nasa.gov/data-access/downloads/trmm>. Acesso em: 15 jan. 2021.
- NICHOLS, J. D. et al. Multi-scale occupancy estimation and modelling using multiple detection methods. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 5, p. 1321-1329, 2008.
- NOH, J. K. et al. Warning about conservation status of forest ecosystems in tropical Andes: National assessment based on IUCN criteria. **PloS One**, v. 15, n. 8, p. e0237877, 2020.
- NORTHROP, J. M.; STENHOUSE, G. B.; BOYCE, M. S. Agricultural lands as ecological traps for grizzly bears. **Animal Conservation**, v. 15, n. 4, p. 369-377, 2012.
- PAISLEY, S. L. **Andean bears and people in Apolobamba, Bolivia: culture, conflict and conservation**. 2001. Tese de Doutorado. University of Kent at Canterbury, Reino Unido.
- PARRA-ROMERO, A. et al. Not eating alone: Andean bear time patterns and potential social scavenging behaviors. **Therya**, v. 10, n. 1, p. 49-53, 2019a.
- PARRA-ROMERO, A. et al. Ocupación del oso andino (*Tremarctos ornatus*) em la región centro-norte de la Cordillera Oriental de Colombia. Bogotá, Colombia, 2019b.
- PEEBLES, K. A. et al. Effects of remedial sport hunting on cougar complaints and livestock depredations. **PloS One**, v. 8, n. 11, p. e79713, 2013.

- PEYTON, B. Ecology, distribution, and food habits of spectacled bears, *Tremarctos ornatus*, in Peru. **Journal of Mammalogy**, v. 61, n. 4, p. 639-652, 1980.
- PEYTON, B. **Spectacled bear conservation action plan. Bears: status survey and conservation action plan.** 1999.
- PISSO-FLOREZ, G. A. et al. What's on the menu? A presumed attack of Andean bear on a Mountain tapir at the Puracé National Natural Park, Colombia. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 16, p. 19, 2021.
- PULGAR VIDAL, J. Geografía del Perú: las ocho regiones naturales: la regionalización transversal: la micro regionalización. Peisa, Lima, Peru, 1987.
- REYES, A. et al. Comparative efficiency of photographs and videos for individual identification of the Andean bear (*Tremarctos ornatus*) in camera trapping. **Therya**, v. 8, n. 1, p. 83-87, 2017.
- RÍOS-UZEDA, B. et al. Dieta de oso andino en la región alta de Apolobamba y Madidi en el norte de La Paz, Bolivia. **Ecología en Bolivia**, v. 44, n. 1, p. 50-55, 2009.
- RÍOS-UZEDA, B.; GOMEZ, H.; WALLACE, R. B. A preliminary density estimate for Andean bear using camera-trapping methods. **Ursus**, v. 18, n. 1, p. 124-128, 2007.
- RÍOS-UZEDA, B.; GÓMEZ, H.; WALLACE, R. B. Habitat preferences of the Andean bear (*Tremarctos ornatus*) in the Bolivian Andes. **Journal of Zoology**, v. 268, n. 3, p. 271-278, 2006.
- RIPPLE, W. J. et al. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. **Science**, v. 343, n. 6167, p. 1241484, 2014.
- ROJAS-VERA PINTO, R.; BUTRÓN, R.; MARTEL, C. Reports of feeding incidents of cattle by andean bear (*Tremarctos ornatus*) in Central Peru. **Revista Mexicana de Mastozoología** (Nueva Época), v. 10, n. 2, p. 25-32, 2020.
- ROJAS-VERA PINTO, R. et al. Conviviendo con el Oso Andino en el Perú. El manejo, diagnóstico y pautas para los conflictos humano-oso. 1ª edición, Sociedad Zoológica de Fráncfort Perú (FZS Perú), Cusco, Perú, 2019.
- ROJAS-VERA PINTO, R.; BUTRÓN, R. Diagnóstico de la interacción humano-oso andino en el Santuario Nacional Pampa Hermosa. Informe de trabajo. Lima: SERFOR, 2016.
- SACCO, T.; VAN VALKENBURGH, B. Ecomorphological indicators of feeding behaviour in the bears (Carnivora: Ursidae). **Journal of Zoology**, v. 263, n. 1, p. 41-54, 2004.
- SÁNCHEZ-MERCADO, A. Efecto de la estructura espacial en la persistencia de poblaciones fragmentadas: El oso Andino (*Tremarctos ornatus*) en Venezuela como caso de estudio. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (VIC). Caracas, Venezuela, 2008.
- SCHWARTZ, C., MILLER, S., HAROLDSON, M. Grizzly bear. In G. A. Feldhamer, B. C. Thompson, & J. A. Chapman (Eds.), **Wild mammals of North America: Biology**,

management, and conservation (2nd ed., pp. 556–586). Baltimore, MD: Johns Hopkins University Press, 2003.

SERNANP - Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado. Plan Maestro del Santuario Nacional Pampa Hermosa, periodo 2012-2017. Resolución Presidencial N° 213-2012-SERNANP. 2012.

SPENCER, R. D.; BEAUSOLEIL, R. A.; MARTORELLO, D. A. How agencies respond to human–black bear conflicts: A survey of wildlife agencies in North America. **Ursus**, v. 18, n. 2, p. 217-230, 2007.

SRBEK-ARAÚJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, n. 1, p. 121–125, 2005.

SUAREZ, L. Seasonal distribution and food habits of spectacled bears *Tremarctos ornatus* in the highlands of Ecuador. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 23, n. 3, p. 133-136, 1988.

TORRES, D. **Guía Básica para la identificación de señales de presencia de oso frontino (*Tremarctos ornatus*) en los Andes Venezolanos**. Fundación Andígena, Mérida, Venezuela, 2011.

TOWNS, L. et al. Spatial and temporal patterns of problem polar bears in Churchill, Manitoba. **Polar Biology**, v. 32, n. 10, p. 1529-1537, 2009.

TREVES, A.; KARANTH, K. U. Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. **Conservation Biology**, v. 17, n. 6, p. 1491-1499, 2003.

TROYA, V.; CUESTA, F.; PERALVO, M. Food habits of Andean bears in the Oyacachi River Basin, Ecuador. **Ursus**, v. 15, n. 1, p. 57-61, 2004.

VAN EEDEN, L. M. et al. Managing conflict between large carnivores and livestock. **Conservation Biology**, v. 32, n. 1, p. 26-34, 2018.

VARGAS, R. R.; AZURDUY, C. Nuevos registros de distribución del oso andino (*Tremarctos ornatus*) en el departamento de Tarija, el registro más austral en Bolivia. **Mastozoología Neotropical**, v. 13, n. 1, p. 137-142, 2006.

VELEZ-LIENDO, X.; GARCÍA-RANGEL, S. *Tremarctos ornatus* (errata version published in 2018). The IUCN Red List of Threatened Species 2017. Disponible em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T22066A45034047.en>. Acessado em 04 nov. 2020.

VELEZ-LIENDO, X.; STRUBBE, D.; MATTHYSEN, E. Effects of variable selection on modelling habitat and potential distribution of the Andean bear in Bolivia. **Ursus**, p. 127-138, 2013.

WHITE, G. C.; BURNHAM, K. P. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. **Bird Study**, v. 46, n. sup1, p. S120-S139, 1999.

WINTLE, B. A. et al. Precision and bias of methods for estimating point survey detection probabilities. **Ecological Applications**, v. 14, n. 3, p. 703-712, 2004.

WOODROFFE, Rosie et al. Livestock husbandry as a tool for carnivore conservation in Africa's community rangelands: a case-control study. In: **Vertebrate Conservation and Biodiversity**. Springer, Dordrecht, p. 419-434, 2006.

YARUPAITAN, G.; GIRALDO, U.F. Ministerio de Agricultura. Instituto Nacional de los Recursos Naturales. Intendencia de Áreas Naturales Protegidas. Expediente Técnico de Categorización de la Zona Reservada Pampa Hermosa. 2007.

YOUNG, K.; LEÓN, B. Peru's humid eastern montane forests. Centre for Research on the Cultural and Biological Diversity of Andean Rainforests (DIVA). Reporte Técnico, n. 5, p. 1-97, 1999.

ZAPATA-RÍOS, G.; BRANCH, L. C. Mammalian carnivore occupancy is inversely related to presence of domestic dogs in the high Andes of Ecuador. **PloS One**, v. 13, n. 2, p. e0192346, 2018.

ZUKOWSKI, B.; ORMSBY, A. Andean bear livestock depredation and community perceptions in northern Ecuador. **Human Dimensions of Wildlife**, v. 21, n. 2, p. 111-126, 2016.

2º CAPÍTULO

**MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE DA ZONA ALTO-
ANDINA DO SANTUÁRIO NACIONAL PAMPA HERMOSA, PERU**

**MEDIUM AND LARGE MAMMALS IN THE HIGH-ANDEAN ZONE OF
PAMPA HERMOSA NATIONAL SANCTUARY, PERU**

RESUMO

Dentre os países megadiversos da região Neotropical, o Peru se encontra em segundo em diversidade de mamíferos. Grande parte desta biodiversidade se deve a influência climática e geográfica criada pela Cordilheira dos Andes. Dentre as ecorregiões que compreendem a zona alto-andina da cordilheira (> 2.500m), a Puna e as Yungas se destacam por abranger grande parte dos Andes Orientais peruanos e possuir uma expressiva diversidade de mamíferos. Localizado no ecótono entre estas duas ecorregiões, o Santuário Nacional Pampa Hermosa (SNPH) abriga uma das áreas prioritárias para conservação no Peru. No entanto, a biodiversidade da zona alto-andina do santuário e seu entorno permanece desconhecida, principalmente no que diz respeito a comunidade de mamíferos terrestres, a qual nunca foi levantada para a região. Dessa forma, através de armadilhas fotográficas e busca ativa por transectos, buscamos inventariar pela primeira vez os mamíferos de médio e grande porte da região alto-andina do SNPH e de sua zona de amortecimento. No total, registramos 11 espécies nativas e três espécies domésticas de mamíferos de médio e grande porte, com uma amostragem de 84,8% da riqueza estimada para a área. Dentre as espécies nativas *Odocoileus virginianus* foi a que apresentou a maior frequência relativa (56%), uma taxa tão alta para este cervídeo nunca foi relatada ao longo de sua distribuição na região Neotropical. Entretanto, a espécie doméstica *Bos taurus* foi a que apresentou a maior taxa de captura pelas armadilhas fotográficas (31%) dentre todos os mamíferos levantados. Registramos três espécies endêmicas dos Andes Tropicais, *Cuniculus taczanowskii*, *Tremarctos ornatus* e *Pudu mephistopheles*, estando as duas últimas ameaçadas de extinção. A riqueza encontrada se mostrou bem representativa em comparação com outros levantamentos de mamíferos de médio e grande porte feitos em ecótono Puna-bosque no Peru, onde a riqueza varia de 4 a 13 espécies. Os registros de *P. mephistopheles*, *Leopardus pardalis* e *Eira barbara* foram os primeiros feitos nas Punas peruanas, além disso estes registros de *L. pardalis* e *barbara* configuram-se os de maior altitude para toda distribuição destes dois carnívoros segundo a literatura. Apesar da zona de amortecimento do santuário ser mais impactada por atividades antrópicas, nossos resultados demonstraram que mais de 90% das espécies registradas foram encontradas nela, demonstrando que toda região alto-andina do SNPH e seu entorno tem um importante valor para a fauna de mamíferos local.

Palavras-chave: Armadilhas fotográficas. Andes Tropicais. *Leopardus pardalis*. *Eira barbara*. *Odocoileus virginianus*. Puna.

ABSTRACT

Among the megadiverse countries in the Neotropical region, Peru ranks second in mammal diversity. Much of this biodiversity is due to the climatic and geographic influence created by the Andes Mountains. Among the ecoregions that comprise the high-Andean region of the mountain range (> 2,500 m), the Puna and the Yungas stand out for covering a large part of the Peruvian Eastern Andes and for having an expressive diversity of mammals. Located in the ecotone of these two ecoregions, the Pampa Hermosa National Sanctuary (PHNS) houses one of the priority areas for conservation in Peru. However, the biodiversity of the high-Andean zone of the sanctuary and its surroundings remains unknown, especially with regard to the terrestrial mammal community, which was never surveyed for the region. Thus, through camera traps and an active search for transects, we sought to inventory for the first time the medium and large mammals from the high-Andean region of the PHNS and its buffer zone. In total, we recorded 11 native species and three domestic species of medium and large mammals, with a sampling of 84.8% of the estimated richness for the area. Among the native species *Odocoileus virginianus* had the highest relative frequency (56%), such a high rate for this deer species has never been reported throughout its distribution in the Neotropics. However, the domestic species *Bos taurus* had the highest rate of capture by camera traps (31%) among all mammals surveyed. We recorded three endemic species from the Tropical Andes, *Cuniculus taczanowskii*, *Tremarctos ornatus* and *Pudu mephistopheles*, the last two being threatened. The richness found was very representative in comparison with other surveys of medium and large mammals carried out in the Puna-forest ecotone in Peru, where richness varies from 4 to 13 species. The records of *P. mephistopheles*, *Leopardus pardalis* and *Eira barbara* were the first recorded in the Peruvian Punas, in addition these records of *L. pardalis* and *E. barbara* are configured as the highest altitudes for the all distribution of these two carnivores according to the literature. Despite the sanctuary's buffer zone being more impacted by human activities, our results showed that more than 90% of the species recorded were found in it, demonstrating that the entire high-Andean region of the PHNS and its surroundings has an important value for the mammal fauna local.

Keywords: *Eira barbara*, Camera traps. *Leopardus pardalis*. *Odocoileus virginianus*. Tropical Andes. Puna.

1 INTRODUÇÃO

O Peru é considerado um dos países megadiversos do mundo (NOSS, 1990; SHANEE et al., 2017) e grande parte desta diversidade biológica se deve a influência climática e geográfica criada pela Cordilheira dos Andes e pela Corrente Marítima de Humboldt, dividindo o país em três grandes regiões: Costa, Andes e Amazônia (FAJARDO et al., 2014). A diversidade de ecossistemas e habitats criados por estes fatores dão origem a um cenário onde a fauna neotropical encontra inúmeras oportunidades de especiação e radiação (PACHECO et al., 2009). Além disso, dentre os países andinos, o Peru abriga a maior extensão dos Andes Tropicais (JOSSE et al., 2011), um dos principais *hotspots* da biodiversidade mundial e detentor da maior taxa de endemismo do mundo (MYERS et al., 2000)

Dentre os países com a maior diversidade de mamíferos, o Peru se encontra em quarto lugar, com 569 espécies (PACHECO et al., 2020), ficando atrás apenas do Brasil dentro da região neotropical (SERFOR, 2018). Dentre as 11 ordens de mamíferos conhecidas para o Peru, Chiroptera (189 spp.) e Rodentia (189) perfazem aproximadamente 66% de todas as espécies, seguidas por Artiodactyla (47), Didelphimorphia (46), Primates (42) e Carnivora (33) (PACHECO et al., 2020). Das 10 grandes ecorregiões existentes no Peru (BRACK-EGG, 1986), a Selva Baixa e as Yungas (ou Selva Alta) apresentam as maiores taxas de diversidade e endemismo de mamíferos (PACHECO et al., 2009). No geral, o endemismo de mamíferos dentro do território peruano ser relativamente baixo (12,8%), devido ao compartilhamento de vários ecossistemas com países vizinhos (JOSSE et al., 2009; PACHECO et al., 2009).

Com uma diversidade de mamíferos significativa (63 spp.) (PACHECO et al., 2009), a Puna é a principal ecorregião da zona alto-andina peruana, se elevando dos 3.000-3.500 m até os 4.500-5.000 m (ROLANDO et al., 2017). A Puna é subdividida em dois ecossistemas baseado na precipitação: (1) Puna Seca, que se estende pelos altiplanos andinos do sul peruano; e a (2) Puna Úmida, que se encontra desde do centro-sul até o centro-norte dos Andes peruanos (JOSSE et al., 2009). Nas regiões de ecótono entre a Puna Úmida e os Bosques Alto-Montanos das Yungas se forma uma longa faixa de transição entre ambientes campestres e florestais, onde ocorre um grande compartilhamento da fauna e flora nativas destas duas ecorregiões (SIMPSON, 1983; BUYTAERT et al., 2011).

Por serem regiões com relevo extremamente acidentado, condições climáticas adversas e de difícil acesso (JIMÉNEZ et al., 2010), estas zonas alto-andinas dos Andes Orientais peruanos são muito pouco estudadas (PACHECO et al., 2009; MEDINA et al., 2012) e,

consequentemente, o status da diversidade biológica de grande parte destas áreas permanece desconhecido. As Áreas Protegidas são ferramentas essenciais para conservação desta biodiversidade andina a ser explorada e por isso possuem um papel fundamental no desenvolvimento científico e ecológico do país (SHANEE et al., 2017; BAX & FRANCESCONI, 2019). No entanto, somente 36% da diversidade biológica existente nos Andes peruanos estão sob proteção de Áreas Protegidas (FAJARDO et al., 2014).

Localizado nos Andes Centrais peruanos, o Santuário Nacional Pampa Hermosa (SNPH) abriga uma importante área transicional das ecorregiões de Puna e das Yungas do departamento de Junín (SERNANP, 2012). Considerada uma das categorias de Áreas Protegidas de maior nível de proteção ambiental, o SNPH está entre os nove Santuários Nacionais existentes em todo território peruano (SERNANP, 2021). Apesar de ser considerada uma área prioritária para a conservação da biodiversidade andina-amazônica (SERNANP, 2009, 2012; ARIAS et al., 2016), poucas foram as expedições que procuraram levantar de forma sistemática a diversidade biológica local, principalmente na zona alto-andina (> 2.500 m) do santuário, devido ao seu difícil acesso. Dos grupos já inventariados sistematicamente no SNPH e seu entorno, estão plantas (LA TORRE-CUADROS et al., 2007; SILVA et al., 2016), insetos, aves (SILVA et al., 2016) e morcegos (ARIAS et al., 2016), no entanto, todos estes levantamentos foram realizados na parte baixa (< 2.000 m) do SNPH.

Dessa forma a biodiversidade da zona alto-andina do santuário e seu entorno permanece desconhecida, principalmente no que diz respeito a comunidade de mamíferos terrestres, a qual nunca foi levantada para a região. Entretanto, existem vários relatos de conflito entre o povoado de S.P. Churco e urso-andino (*Tremarctos ornatus*) na zona de amortecimento (ZA) do SNPH (ROJAS-VERA PINTO & BUTRÓN, 2016; ROJAS-VERA PINTO, 2019), sinalizando a presença de importantes espécies ameaçadas para a área do santuário. Dessa forma, neste presente estudo buscamos inventariar pela primeira vez os mamíferos de médio e grande porte da região alto-andina do SNPH e de sua ZA.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo principal

Inventariar e avaliar a riqueza da comunidade de mamíferos de médio e grande porte nativos e exóticos da região alto-andina Santuário Nacional Pampa Hermosa (SNPH) e de sua zona de amortecimento (ZA).

2.2 Objetivos específicos

i. Calcular a frequência relativa das espécies nativas e domésticas através de armadilhas fotográficas;

ii. Listar as espécies endêmicas dos Andes Tropicais e as ameaçadas de extinção em nível nacional e global;

iii. Comparar a riqueza de mamíferos de médio e grande porte nativos da presente área com a de outros levantamentos feitos em faixas altitudinais semelhantes nos Andes Orientais peruanos;

iv. Identificar novas informações da distribuição altitudinal das espécies, devido as elevadas altitudes da área de estudo.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

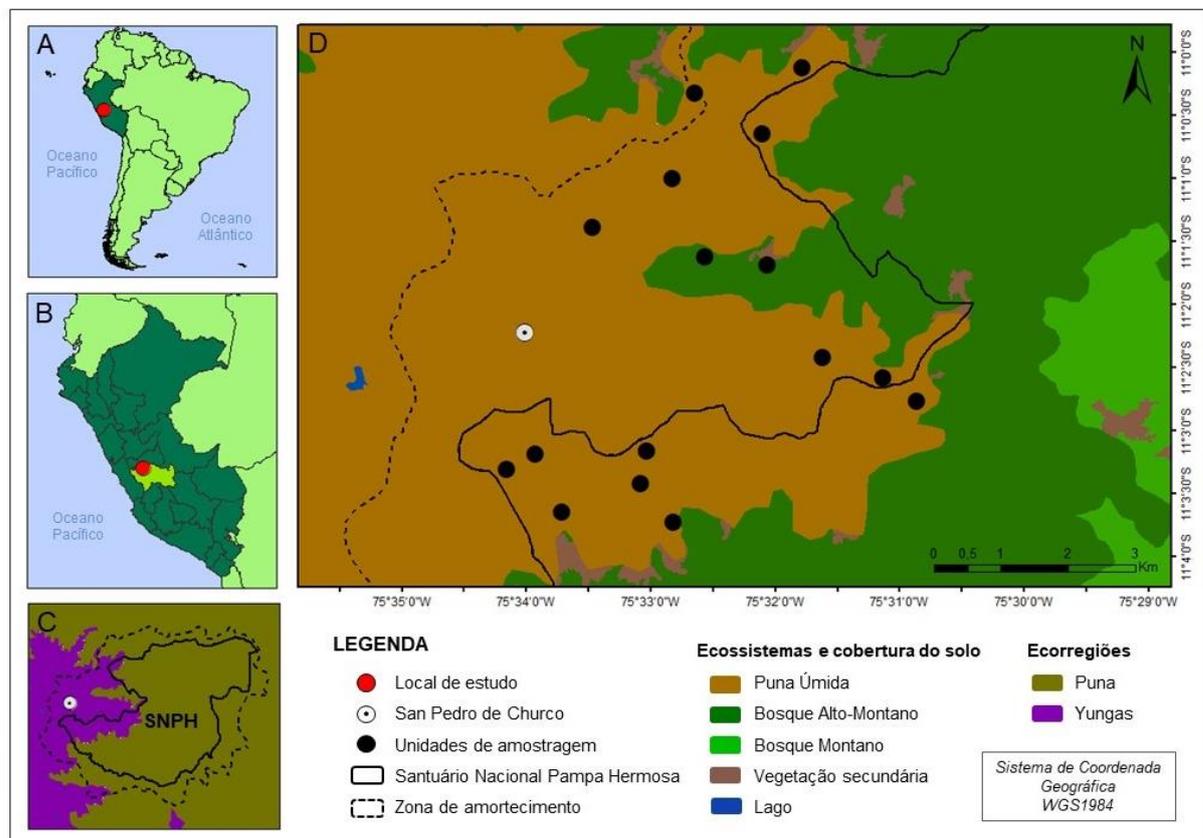
O estudo foi realizado no SNPH (75°35'09" - 75°24'43"O; 10°58'53" - 11°06'30"S) e na sua zona de amortecimento (ZA), se concentrando na vertente oeste, onde se localiza o povoado de S.P. Churco (75°33'24"O; 11°02'13"S) (Figura 2.1). O local se encontra nos flancos orientais dos Andes Tropicais, no departamento de Junín, região central do Peru (SERNANP, 2012). O território do SNPH forma parte dos distritos de Huasahuasi e Chanchamayo, pertencentes as províncias de Tarma e Chanchamayo, respectivamente.

A área do SNPH é de 11.543 ha e de sua ZA é de 20.292 ha, perfazendo 31.835 ha de proteção direta e indireta dos ecossistemas montanhosos andino-amazônicos peruanos (SERNANP, 2012). A área de estudo se concentrou na zona alto-andina do santuário e de seu entorno, cobrindo uma área de aproximadamente 2.500 ha, entre 3.200 m e 3.700 m de altitude.

O SNPH possui uma grande amplitude altitudinal, se elevando de 1.340 m até 3.960 m de altitude, bem como sua ZA, que se estende entre 1.130 m e 4.080 m de altitude (SERNANP, 2012). A área de estudo está inserida em um ecótono, onde se encontram dois ecossistemas pertencentes a ecorregiões distintas (PULGAR-VIDAL, 1987): (1) as Punas Úmidas da ecorregião da Puna, que se estendem de 3.250 m a 5.000 m de altitude, caracterizadas pelos campos alto-andinos com uma vegetação herbácea-arbustiva almofadada com musgos e gramíneas dispostas em toceiras, além da marcante presença de bromeliáceas terrestres do gênero *Puya* (BRACK, 1986; LÓPEZ, 2010) e; (2) os Bosques Alto-Montanos (ou bosques nebulosos) da ecorregião das Yungas (ou Selva Alta), presentes desde 2.500 m até 3.300 m de

altitude, com uma vegetação florestal densa, íngreme e com uma grande abundância de epífitas (PULGAR-VIDAL, 1987; SERNANP, 2012).

Figura 2.1 – Localização do Peru na América do Sul e do local de estudo (A); Localização do departamento de Junín (verde claro) no Peru e do local de estudo (B); Ecorregiões de abrangência do Santuário Nacional Pampa Hermosa (SNPH) e de sua zona de amortecimento (ZA) e localização do povoado de S.P. Churco (C); Ecossistemas e cobertura do solo da região alto-andina do SNPH e de sua ZA e localização das 16 unidades amostrais na área de estudo (D). Base cartográfica: MINAM (2018) e SERNANP (2020).



Fonte: Do autor (2021).

O clima do SNPH e de sua ZA apresenta uma variação gradual ao longo de suas cotas altitudinais, devido à combinação da orografia dos Andes Orientais e as massas úmidas de ar provenientes da Amazônia, resultando em uma alta pluviosidade e intensa nebulosidade (YOUNG & LEÓN, 1999; JUNQUAS et al., 2018; EGHAMI & BARROS, 2019). A parte mais alta do santuário onde se encontra as Punas Úmidas e o povoado de S.P. Churco corresponde ao clima de Tundra Seca Alto-Montana (ETH) segundo a classificação de Köppen (1936) (SERNANP, 2012). Se caracteriza por ter baixas temperaturas, mas com grande amplitude térmica de até 30°C entre o dia e a noite, apresentando uma temperatura média anual

de 6 a 10°C (YARUPAITAN & GIRALDO, 2007; SERNANP, 2012). A precipitação varia ao longo do ano, com maior concentração no verão, variando de 2.000 mm a 3.000 mm de precipitação média anual, porém os ventos fortes e contínuos contribuem para esfriar e secar o ambiente (BRACK, 1986). Conforme a diminuição da altitude até os 2.600 m, encontra-se a zona que compreende, segundo Köppen (1936), o clima boreal úmido continental (Dwb). Esta faixa apresenta ainda baixas temperaturas médias anuais, variando de 10 a 12°C e alta precipitação média anual entre 3.000 a 4.000 mm, fazendo que a nebulosidade sobre os bosques seja constante (SERNANP, 2012; EGHdami & BARROS, 2019).

3.2 Coleta de dados

Distribuímos 16 pontos de amostragem no local de estudo, oito no interior do SNPH e oito na sua ZA (Figura 2.1). Utilizamos dois métodos de amostragem complementares, armadilhas fotográficas e busca ativa através de transectos, em uma escala de unidade amostral de 1 km².

Cada ponto de amostragem teve como centro uma armadilha fotográfica (*Bushnell Trophy Cam HD 2018* ©), respeitando uma distância mínima de 1 km entre elas, sendo aceito um desvio máximo de 20% para menos, devido a inacessibilidade e dificuldade de instalação em algumas áreas. As armadilhas fotográficas foram instaladas em locais comumente utilizados por mamíferos por meio do reconhecimento de sinais e trilhas de animais (SRBEK-ARAÚJO & CHIARELLO, 2013) e nenhuma isca foi usada para evitar a atração artificial de animais. Configuramos os equipamentos para capturar três fotos consecutivas a cada 10 segundos, sempre que o sensor de movimento fosse acionado. A manutenção das armadilhas fotográficas foi feita semestralmente para a troca das baterias e coleta dos dados armazenados. Dessa forma, o tempo de amostragem foi de 1 ano e 6 meses (maio/2019 – novembro/2020), totalizando um esforço amostral de 4.402 armadilhas/dia.

Para a metodologia de busca ativa por transectos percorremos trajetos de aproximadamente 1 km em cada uma das 16 unidades amostrais, na busca por vestígios (e.g. fezes, pegadas, alimentos consumidos, marcas em árvores) e visualização direta de mamíferos. Os vestígios encontrados ao longo de cada transecto eram georreferenciados e anotados em um caderno de campo. Realizamos três visitas em cada unidade amostral (1^a: maio/2019; 2^a: outubro/2019; 3^a: novembro/2020), perfazendo um total de aproximadamente 48 km de transectos percorridos dentro das unidades amostrais.

3.3 Análise de dados

Para a independência dos registros obtidos pelas armadilhas fotográficas consideramos o intervalo de 1 h entre os registros fotográficos de todos os mamíferos com mais de 1 kg (SRBEK-ARAÚJO & CHIARELLO, 2005). Afim de medir a suficiência amostral do levantamento construímos curvas de rarefação de espécies utilizando o programa Estimate S 9.1.0 (COLWELL, 2013) com o estimador *Chao 2*. Para isso utilizamos os registros independentes obtidos por meio das armadilhas fotográficas e os registros por meio de vestígios e visualizações diretas, utilizando-se cada semana como unidade de esforço amostral (n=76).

Também calculamos a frequência relativa (FR) por armadilhas fotográficas para cada táxon através da fórmula dada em porcentagem:

$$FR = \left(\frac{N^{\circ} \text{ registros do táxon}}{N^{\circ} \text{ total de registros}} \right) \times 100$$

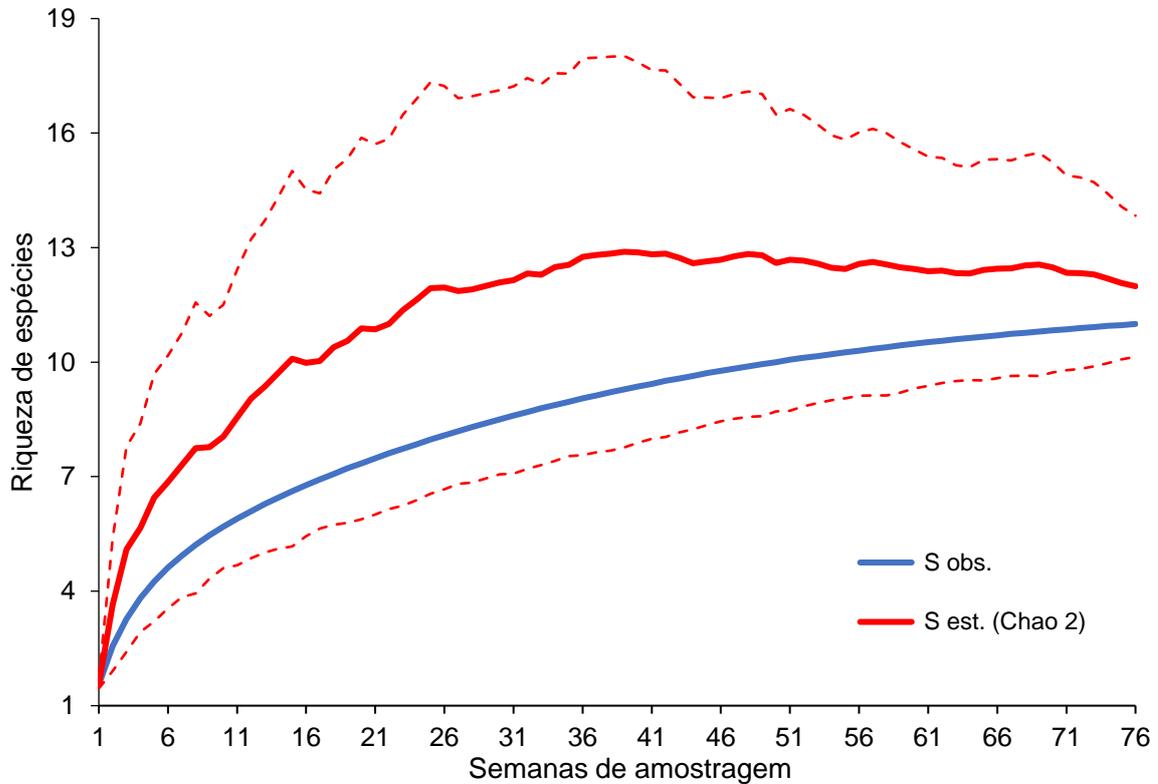
A nomenclatura científica usada seguiu Pacheco et al. (2009, 2020) e Nascimento et al. (2021), identificamos as espécies de acordo com Eisenberg e Redford (1989), Pereira e Aprile (2012) e Duarte e González (2010). Especialistas também foram consultados nos casos de dúvidas nas identificações. Já para a identificação de vestígios utilizamos os guias Torres (2011) e Becker e Dalponte (2013). O status de ameaça das espécies nativas a nível nacional seguiu a Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção do Peru (SERFOR, 2018), e a nível global seguiu a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da *International Union for Conservation of Nature* (IUCN, 2021).

4 RESULTADOS

No total, registramos 11 espécies nativas e três espécies domésticas de mamíferos de médio e grande porte distribuídas em cinco ordens e nove famílias (Tabelas 2.1, 2.2 e Figuras 2.3, 2.4). Obtivemos 525 registros independentes através das armadilhas fotográficas de 10 espécies nativas e três espécies domésticas de mamíferos na área de estudo. Já por meio de vestígios e visualizações diretas foram obtidos 70 registros de quatro espécies de mamíferos nativos e três espécies domésticas, sendo *Puma concolor* a única espécie registrada apenas por vestígio (fezes) uma única vez.

A riqueza de mamíferos nativos amostrada (S obs.= 11) atingiu 91,7% da riqueza estimada (S est.= 11,99 ± 1,85), apresentando uma estabilização da curva de rarefação a partir da 40ª semana (Figura 2.2).

Figura 2.2 – Curva de rarefação dos mamíferos de médio e grande porte registrados na região alto-andina do Santuário Nacional Pampa Hermosa e sua zona de amortecimento, departamento de Junín, Peru.



Legenda: S obs.: riqueza total observada; S est.: riqueza estimada por Chao 2 (95% intervalo de confiança – linhas vermelhas tracejadas).

Fonte: Do autor (2021).

A ordem Carnívora foi a mais representativa, representando 72,7% das espécies nativas registradas, seguida de Artiodactyla e Rodentia. A espécie nativa com a maior FR foi *Odocoileus virginianus* (25,5%), seguida de *Conepatus chinga* (7,8%) e *Lycalopex culpaeus* (7,0%). Além disso, na ZA do SNPH foi registrada 90,9 % dos mamíferos nativos, superando a proporção encontrada dentro dos limites do SNPH, que foi de 63,6% (Tabela 2.1).

No entanto, a espécie doméstica *Bos taurus* foi a que apresentou o maior número de registros fotográficos entre todos os mamíferos levantados e, conseqüentemente, maior FR (31,04%), além de ser encontrada tanto no interior do SNPH quanto na sua ZA. No total, as espécies nativas obtiveram 45,24% dos registros fotográficos contra 54,75% de registros de espécies domésticas (Tabela 2.2).

Figura 2.3 – Mamíferos nativos de médio e grande porte registrados na região alto-andina do Santuário Nacional Pampa Hermosa e sua zona de amortecimento, departamento de Junín, Peru, por armadilhas fotográficas: *Lycalopex culpaeus* (A); *Leopardus garleppi* (B); *Leopardus pardalis* (C); *Tremarctos ornatus* (D); *Conepatus chinga* (E); *Pudu mephistopheles* (F); *Odocoileus virginianus* (G); *Cuniculus taczanowskii* (H).



Fonte: Do autor (2019, 2020).

Figura 2.4 – Mamíferos de médio e grande porte registrados na região alto-andina do Santuário Nacional Pampa Hermosa e sua zona de amortecimento, departamento de Junín, Peru, por meio de vestígios e visualizações diretas: carcaça de *Mustela frenata* (A); bromeliácea do gênero *Puya* comida por *Tremarctos ornatus* (B); fezes de *T. ornatus* (C); fezes de *Puma concolor* (D); *Bos taurus* crioulo na vegetação nativa (E); *Equus caballus* nos campos alto-andinos (F).



Fonte: Do autor (2019).

A proporção de espécies endêmicas dos Andes Tropicais registradas na área foi de 27,2% (*T. ornatus*, *Pudu mephistopheles* e *Cuniculus taczanowskii*). Apenas duas espécies de mamíferos levantados estão ameaçadas de extinção nacionalmente (*T. ornatus* e *P. mephistopheles*) na categoria vulnerável, sendo que em nível global apenas *T. ornatus* é listado como vulnerável. No entanto, *P. mephistopheles* juntamente com *Leopardus garleppi* apresentam dados deficientes para uma categorização dos seus status de conservação globalmente. Além disso, duas espécies (*P. concolor* e *C. taczanowskii*) são listadas como quase ameaçadas dentro do território peruano. E apesar de 63,6% dos mamíferos nativos registrados possuírem um status pouco preocupante quanto sua conservação a nível global, 72,7% deles apresentam uma tendência de redução populacional segundo a IUCN.

Tabela 2.1 – Mamíferos nativos de médio e grande porte registrados na região alto-andina do Santuário Nacional Pampa Hermosa e sua zona de amortecimento, departamento de Junín, Peru, espécies endêmicas dos Andes Tropicais, metodologias de amostragem, número de registros, frequência relativa, local de registro e status de conservação em nível nacional e global das espécies registradas.

Táxon	Nome popular	Endêmico	Métodos	N(Af)	N(Ve)	FR(Af)	SN/ZA	Status de conservação	
								Peru	Global (tp)
ARTIODACTYLA									
Cervidae									
<i>Odocoileus virginianus</i> (Zimmermann, 1780)	Veado-de-rabo-branco	-	Af, Fz, Pe, Vd	134	5	25,52	SN/ZA	LC	LC (s)
<i>Pudu mephistopheles</i> (de Winton, 1896)	Pudu-do-norte	En	Af	3	0	0,57	SN/ZA	VU	DD (r)
CARNIVORA									
Canidae									
<i>Lycalopex culpaeus</i> (Molina, 1782)	Raposa-andina	-	Af	37	0	7,04	SN/ZA	LC	LC (s)
Felidae									
<i>Leopardus garleppi</i> (Matschie, 1912)	Gato-palheiro-andino	-	Af	1	0	0,19	SN	DD	DD (r)
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguaririca	-	Af	3	0	0,57	SN/ZA	LC	LC (r)
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Puma	-	Fz	-	1	-	ZA	NT	LC (r)
Mephitidae									
<i>Conepatus chinga</i> (Molina, 1782)	Jaritataca	-	Af	41	0	7,8	SN/ZA	LC	LC (r)
Mustelidae									
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Irara	-	Af	3	0	0,57	ZA	LC	LC (r)
<i>Mustela frenata</i> (Lichtenstein, 1831)	Furão	-	Af, Ca	4	1	0,76	ZA	LC	LC (s)
Ursidae									
<i>Tremarctos ornatus</i> (F. G. Cuvier, 1825)	Urso-andino	En	Af, Fz, Ac, Pe	10	19	1,9	SN/ZA	VU	VU (r)
RODENTIA									
Cuniculidae									
<i>Cuniculus taczanowskii</i> (Stolzmann, 1865)	Paca-da-montanha	En	Af	2	0	0,38	ZA	NT	NT (r)

Nota: En = espécie endêmica dos Andes Tropicais. Tipos de métodos: armadilha fotográfica (Af); fezes (Fz); carcaça (Ca); alimentos consumidos (Ac); pegadas (Pe); visualização direta (Vd). N(Af) = número de registros independentes através de armadilhas fotográficas. N(Ve) = número de registros através de vestígios e visualizações diretas. FR(Af) = frequência relativa por armadilhas fotográficas para cada espécie através da fórmula (n° de registros da espécie/ n° de registros totais) x100 (%). Local do registro da espécie: Santuário Nacional Pampa Hermosa (SN), zona de amortecimento (ZA). Status de conservação a nível nacional (SERFOR, 2018) e a nível global (IUCN, 2021), categorias: pouco preocupante (LC); quase ameaçada (NT); vulnerável (VU), dados deficientes (DD). Tendência populacional (tp) a nível global (IUCN, 2021): estável (s); reduzindo (r).

Fonte: Do autor (2021).

Tabela 2.2 – Mamíferos domésticos de médio e grande porte registrados na região alto-andina do Santuário Nacional Pampa Hermosa e sua zona de amortecimento, departamento de Junín, Peru e metodologias de amostragem, número de registros, frequência relativa e local de registro das espécies.

Táxon	Nome popular	Método	N(Af)	N(Ve)	FR(Af)	SN/ZA
ARTIODACTYLA						
Bovidae						
<i>Bos taurus</i>	Boi	Af, Fz, Pe, Vd	163	33	31,04	SN/ZA
CARNIVORA						
Canidae						
<i>Canis lupus familiaris</i>	Cachorro-doméstico	Af, Pe	28	2	5,33	SN/ZA
PERISSODACTYLA						
Equidae						
<i>Equus caballus</i>	Cavalo	Af, Fz, Vd	97	9	18,47	SN/ZA

Nota: Tipos de métodos: armadilha fotográfica (Af); fezes (Fz); pegadas (Pe); visualização direta (Vd). N(Af) = número de registros independentes através de armadilhas fotográficas. N(Ve) = número de registros através de vestígios e visualizações diretas. FR(Af) = frequência relativa por armadilhas fotográficas para cada espécie através da fórmula (nº de registros da espécie/ nº de registros totais) x 100 (%). Local do registro da espécie: Santuário Nacional Pampa Hermosa (SN), zona de amortecimento (ZA).

Fonte: Do autor (2021).

5 DISCUSSÃO

O presente estudo é o primeiro e único levantamento sistemático que procurou inventariar os mamíferos de médio e grande porte presentes no SNPH e na sua ZA. A riqueza encontrada se mostrou bem representativa em comparação com outros levantamentos de mamíferos de médio e grande porte feitos entre as regiões de Puna e dos Bosques Alto-Montanos das Yungas peruanas (2000 – 4000 m), onde a riqueza reportada variou de 4 a 13 espécies (SHANEE & SHANEE, 2018; LÓPEZ, 2020) (Tabela 2.3). Se levarmos em conta a amplitude altitudinal dos levantamentos, apenas os estudos feitos em regiões com uma diferença maior ou igual a 1000 m de altitude obtiveram um número de espécies superior ao do presente estudo (MEDINA et al., 2012; SHANEE & SHANEE, 2018), o qual foi realizado em uma amplitude altitudinal de apenas 500 m (Tabela 2.3). Além disso, na grande maioria destes levantamentos as áreas de estudo estão inseridas em maior parte na região das Yungas, que tem uma diversidade de mamíferos conhecidamente superior, devido as suas altitudes mais baixas e ao seu clima quente e úmido (PACHECO et al., 2009). Dessa forma, a riqueza de mamíferos de maior porte que encontramos se mostrou bastante expressiva para uma área inserida

predominantemente em Puna. O presente estudo é um dos poucos levantamentos que utilizou apenas dados primários em sua metodologia em comparação com outros estudos realizados em faixas altitudinais semelhantes nos Andes Orientais peruanos (Tabela 2.3).

Tabela 2.3 – Comparação da riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte encontrada no presente estudo e em outros levantamentos feitos entre as regiões das Punas e dos Bosques Alto-Montanos das Yungas peruanas, além da faixa altitudinal, amplitude altitudinal e métodos de amostragem utilizados em cada estudo.

Artigo	Localidade	Faixa altitudinal (amplitude)	Método	Riqueza
Presente estudo	Santuário Nacional Pampa Hermosa	3.200-3.700 m (500)	Af, Ve	11
Pacheco et al. (2007)	Bacia do Rio Apurímac	2.751-3.500 m (749)	Ve, En	10
Ramirez et al. (2007)	Tupala/Acjanaco	3.450-4.000 m (550)	Ve	7
Jiménez et al. (2010)	Bosque de Pagaibamba/ San Lorenzo	2.500-3.700 m (1.200)	Af	8
Medina et al. (2012)	Vale de Kcosñipata	2.550-3.600 m (1.050)	Ve, En	12
Shanee & Shanee (2018)	Vale dos Rios Marañón e Huallaga	2.000-3.000 m (1.000)	Ve, En	13
Pacheco & Noblecilla (2019)	Bosque Montano de Carpish	2.700-3.000 m (1.300)	Ve, En	6
Palomino & Ataucusi (2019)	Reserva Nacional Huáscaran	2.300-4.000 m (1.700)	Rb	11
López (2020)	Parna* Yanachaga-Chemillén	1.900-3.200 m (1.300)	Af	4

Nota: Métodos de amostragem utilizados: armadilha fotográfica (Af); vestígios e observações casuais (Ve); entrevista (En); revisão bibliográfica (Rb). *Parque Nacional (Parna).

Fonte: Do autor (2021).

A riqueza de mamíferos de médio e grande porte encontrada na região alto-andina do SNPH e da sua ZA representa cerca de 65% das espécies de mamíferos nativos deste grupo com distribuição conhecida para a área de estudo (17 spp.) (BERNAL, 2016; CASSOLA, 2016; PACHECO et al., 2009, 2020). Dessa forma, seis espécies potenciais não foram registradas para área: taruca (*Hippocamelus antisensis*), lhama (*Lama glama*), gato-andino (*Leopardus jacobita*), viscacha (*Lagidium viscacia*), tatu-peludo (*Dasypus pilosus*) e gambá-andino (*Didelphis pernigra*). As quatro primeiras espécies são encontradas tipicamente em zonas rochosas mais elevadas dos Andes (FAO, 2005; BARRIO, 2010; COSSÍOS et al., 2012a; BERNAL, 2016), sendo difícil o registro destes mamíferos em zonas de transição entre as Punas Úmidas e as Yungas (J. Barrio 2021, comunicação pessoal), especialmente taruca, lhama e viscacha que ocorrem somente na Puna (PACHECO et al., 2009). Já o tatu-peludo e o gambá-

andino são encontrados principalmente nas Yungas, (PACHECO et al., 2009, 2020), assim, possivelmente a presença de apenas 18% das nossas armadilhas fotográficas nos bosques pluviais das Yungas pode ter dificultado o registro destas duas espécies na área.

Tabela 2.4 – Comparação entre as faixas altitudinais e ecorregiões alto-andinas (Puna e Yungas) de ocorrência das espécies de mamíferos de médio e grande porte registrados no presente estudo em relação aos registros conhecidos para todo território peruano segundo Pacheco et al. (2020) e aos registros feitos neste estudo.

Espécie	Faixa altitudinal no Peru	Faixa altitudinal dos registros	Puna/Yungas*	Ecorregiões dos registros
<i>Odocoileus virginianus</i>	3-4400	3326-3699	P/Y	P/Y
<i>Pudu mephistopheles</i>	2000-3450	3379-3506 ^P	Y	P
<i>Lycalopex culpaeus</i>	3-4800	3326-3699	P/Y	P/Y
<i>Leopardus garleppi</i>	0-4982	3655	P/Y	P
<i>Leopardus pardalis</i>	150-3379	3210-3623 ^G	Y	P/Y
<i>Puma concolor</i>	3-5800	3523	P/Y	P
<i>Conepatus chinga</i>	0-4530	3326-3649	P/Y	P/Y
<i>Eira barbara</i>	150-3379	3326-3439 ^G	Y	P/Y
<i>Mustela frenata</i>	1514-4000	3326-3573	P/Y	P/Y
<i>Tremarctos ornatus</i>	210-4750	3210-3655	P/Y	P/Y
<i>Cuniculus taczanowskii</i>	1920-3530 ^a	3326-3469	P/Y ^b	P/Y

Nota: *Estas espécies podem ocorrer também em outras ecorregiões peruanas. ^a Segundo Medina et al. (2012). ^b Segundo Pacheco et al. (2009). ^P Registro de maior altitude para a espécie dentro de sua área de ocorrência no Peru. ^G Registro de maior altitude para a espécie para toda sua área de ocorrência.

Fonte: Do autor (2021).

Em relação a riqueza de espécies das duas ecorregiões em que a área de estudo está inserida, registramos 41,1% da comunidade de mamíferos de médio e grande porte encontrados na ecorregião da Puna peruana (17 spp.) (PACHECO et al., 2009, 2020). E já em relação aos Bosques Alto-Montanos (>2.500 m) das Yungas peruanas, encontramos 40,7% dos mamíferos de médio e grande porte conhecidos para este ecossistema (27 spp.) (PACHECO et al., 2009, 2020). Para o Peru, três espécies (*P. mephistopheles*, *L. pardalis* *E. barbara*) com ocorrência conhecida na literatura apenas para as Yungas e outros ecossistemas florestais (SANBORN, 1953; HURTADO et al., 2016; SHANEE & SHANEE, 2018; PACHECO et al., 2020), foram registradas neste estudo em áreas de Puna (Tabela 2.4). Estes são os primeiros registros dentro do território peruano que confirmam a presença destas três espécies nesta ecorregião andina. Estes registros demonstram a plasticidade ecológica destes mamíferos, tipicamente florestais, no uso de diferentes tipos de ambientes para forrageio e obtenção de recursos (LYRA-JORGE et al., 2008a; ESCAMILO et al., 2010; LIMA et al., 2020; PASA et al., 2021).

Além disso, registramos as espécies *P. mephistopheles*, *L. pardalis* e *E. barbara* nas maiores altitudes conhecidas para a literatura em território peruano (PACHECO et al., 2020) (Tabela 2.4). Para *P. mephistopheles* o incremento foi de 56 m (3.506 m) em relação ao registro anterior de maior altitude da espécie no Peru (3.450 m) (SHANEE & SHANEE, 2018). No entanto, ao longo de sua distribuição, este pequeno cervídeo já foi encontrado a 4.500 m nos páramos equatorianos (ESCAMILO et al., 2010). Já para *L. pardalis* o incremento altitudinal foi de 244 m (3.623 m) e para *E. barbara* foi de 60 m (3.439 m) em relação aos registros anteriores de 3.379 m feitos por Jiménez et al. (2010) para ambas as espécies no norte peruano (Tabela 2.4). Estas espécies são raramente reportadas para altitudes tão elevadas, sendo que a distribuição altitudinal de *E. barbara* dificilmente ultrapassa os 1.200 m (CUARÓN et al., 2016), e para *L. pardalis* é incomum ser encontrado acima de 3.000 m (PAVIOLO et al., 2015). Dessa forma, estes registros de *L. pardalis* e *E. barbara* configuram-se como os de maior altitude para toda área de ocorrência destes dois carnívoros neotropicais.

A ordem Carnivora foi a mais representativa na área de estudo, tendo 72,7% das espécies pertencentes a este táxon, apesar da maioria delas apresentarem uma baixa frequência relativa. Nossos resultados são semelhantes a outros estudos com mamíferos de médio e grande porte conduzidos em regiões transicionais puna-bosques nos Andes peruanos (PACHECO et al., 2007; JIMÉNEZ et al., 2010; MEDINA et al., 2012; SHANEE & SHANEE, 2018). Apesar de ocorrerem em baixas densidades, espécies desta ordem possuem grandes áreas de vida e uma alta mobilidade (ROBINSON & REDFORD 1986; HODGE & ARBOGAST, 2016), dessa forma a probabilidade destes mamíferos serem detectados ao menos uma vez é alta, dependendo, claro, do esforço amostral. Além disso, grande parte dos carnívoros registrados apresentam hábitos generalistas, possuindo habilidade em explorar recursos em diferentes ambientes (LYRA-JORGE et al., 2008b, COSSÍOS et al., 2012b), transitando de paisagens mais florestadas como os Bosques Alto-Montanos, a áreas mais abertas como a Puna. A presença de grandes carnívoros topo de cadeia trófica, como *P. concolor* e *T. ornatus*, demonstra também que a região alto-andina do SNPH e de sua ZA possui populações saudáveis de presas e uma boa integridade ambiental (CARDILLO et al., 2004).

Dentre a espécies nativas registradas, *O. virginianus* obteve a maior frequência relativa (25,5%), e essa taxa é ainda maior quando comparada somente entre os registros de mamíferos nativos (56%). Uma frequência relativa tão alta desta espécie de cervídeo para os Andes Orientais nunca foi relatada na literatura. A maior frequência relativa registrada para *O. virginianus* que se tem relato para os Andes Orientais era de 15,2% encontrada por Jiménez et

al. (2010) em um levantamento feito nos Páramos e bosques nebulosos do norte peruano. Para outras áreas da América Latina com ocorrência da espécie essa taxa de frequência varia de 1 a 9% apenas (MONROY-VILCHIS et al., 2011; GONTHIER & CASTAÑEDA, 2013; LIZCANO et al., 2016). Apesar de ocorrer em diversos ecossistemas da região neotropical, *O. virginianus* apresenta maiores abundâncias em florestas tropicais secas e regiões de ecótono campo-bosque, como a nossa área de estudo (DELFIN, 2002; GALLINA et al., 2010). Além disso, nas regiões de maior altitude dos Andes, há um particionamento no uso de habitat entre *O. virginianus* e *H. antisensis*, sendo que *O. virginianus* tende evitar altitudes tão elevadas (> 3700 m) e ambientes rochosos (BARRIOS, 2006), mas também não apresenta grande preferência por florestas tropicais húmidas, como as Yungas (PALOMINO & ATAUCUSI, 2019). Dessa forma, a alta abundância relativa deste cervídeo se deve à faixa altitudinal e ao ambiente transicional puna-bosque que a área de estudo está inserida, gerando condições ambientais muito propícias para o estabelecimento da espécie. Portanto, a alta presença de *O. virginianus* na área torna a zona alta-andina do SNPH uma localidade chave no Peru para potenciais estudos ecológicos da espécie, que ainda carece de informações sobre seu status populacional e de conservação no território peruano (GALLINA et al., 2010).

Dentre todas os mamíferos registrados, *B. taurus* foi o mais frequente. A alta presença desta espécie doméstica na área se deve a forma extensiva que o gado é criado pelas comunidades rurais alto-andinas (PAISLEY, 2001; GOLDSTEIN, 2002). A ausência de um manejo pastoril mais produtivo, faz com que o gado crioulo circule livremente por extensas áreas, possibilitando a interação com espécies nativas, geralmente de forma negativa (GOLDSTEIN et al., 2006). Um estudo feito por Barrio (2006) nos Andes peruanos mostrou que a presença do gado tem um efeito negativo no uso de habitat dos cervídeos nativos *O. virginianus* e *H. antisensis*, deslocando essas espécies para outras áreas. Por outro lado, esta pecuária extensiva torna o gado bastante vulnerável a ataques de predadores nativos, como pumas, raposas e ursos-andinos, gerando retaliação pelas comunidades locais e, conseqüentemente, perseguição destes carnívoros (GOLDSTEIN et al., 2006; ROJAS-VERA PINTO et al., 2019). Além disso, o pastejo não manejado do gado nestas regiões alto-andinas pode impactar negativamente o solo, a retenção de água dos *pajonales* andinos, a biodiversidade de plantas, de macro invertebrados aquáticos e até a abundância de aves especialistas dos campos alto-andinos (ASTUDILLO et al., 2018; AVELLANEDA-TORRES et al., 2018; MACHACA et al., 2018; MEZA-SALAZAR et al., 2020).

A proporção de espécies endêmicas dos Andes Tropicais (*Cuniculus taczanowskii*, *T. ornatus* e *P. mephistopheles*) foi relativamente baixa para a área. Isso se deve ao fato do estudo ter sido realizado majoritariamente nos domínios da Puna, que tem uma taxa de endemismo de apenas 15,4% em território peruano (PACHECO et al., 2009). Por sua vez, as Yungas e a Selva Baixa são as ecorregiões detentoras do maior número de espécies de mamíferos endêmicos dos Andes Tropicais (MYERS et al., 2000; PACHECO et al., 2009, 2020).

Segundo a IUCN, cerca de 73% das espécies registradas no estudo apresentam uma tendência de redução populacional, indicando a relevância da área para estes mamíferos. No entanto, apenas duas espécies (*T. ornatus* e *P. mephistopheles*) estão listadas como ameaçadas de extinção (VELEZ-LIENDO & GARCÍA-RANGEL, 2017; SERFOR, 2018), sendo que a nível global, *P. mephistopheles* ainda carece de dados biológicos para a definição de seu status de conservação atual (BARRIO & TIRIRA, 2019). Considerado o menor cervídeo do mundo, *P. mephistopheles* (Figura 2.5) ainda é uma espécie pouco conhecida, principalmente as populações do centro do Peru, que estão isoladas das populações ao norte dos Andes (Equador e Colômbia), onde existe mais informações sobre a espécie (ESCAMILO et al., 2010). Por apresentar uma baixa densidade (BARRIO & TIRIRA, 2019), o registro de três indivíduos de *P. mephistopheles* no local de estudo evidencia a importância da conservação da área para manutenção desta espécie na região.

Figura 2.5 – Registros fotográficos de um mesmo indivíduo fêmea de pudu-do-norte (*Pudu mephistopheles*) em fevereiro de 2020, às 17h, a 3.439 m de altitude, na zona alto-andina do Santuário Nacional Pampa Hermosa, Junín, Peru.



Fonte: Do autor (2020).

A área pertencente ao SNPH apresenta um bom estado de conservação de seus ecossistemas andinos-amazônicos, no entanto suas zonas de entorno estão sendo impactadas por atividades antrópicas em diferentes níveis (SERNANP, 2012). A pecuária extensiva e a

extração de lenha são as principais ameaças aos ecossistemas da vertente alto-andina da ZA do santuário, onde o povoado de S.P. Churco está localizado (SERNANP, 2012). Apesar de apresentar uma maior vulnerabilidade ambiental, nossos resultados demonstraram que mais de 90% das espécies registradas foram encontradas na ZA, evidenciando que esta vertente da área de entorno tem um importante valor para a fauna de mamíferos alto-andinos. No entanto, estas perturbações antrópicas somadas as mudanças climáticas, podem impactar fortemente a diversidade, abundância e distribuição destes mamíferos a longo prazo, se não houver uma forma mais adequada de uso dos recursos naturais. Principalmente, no que diz respeito a necessidade de alternativas mais sustentáveis na criação do gado e na obtenção de energia pelo povoado de S.P. Churco, na tentativa de mitigar conflitos e de reduzir os impactos negativos destas atividades na biodiversidade local.

6 CONCLUSÃO

Como o primeiro levantamento sistematizado de mamíferos de médio e grande porte para região do SNPH, demonstramos que a área possui uma boa representatividade desta comunidade biológica na zona alta dos Andes Orientais peruanos. Além disso, este estudo é um dos únicos com armadilhas fotográficas a se concentrar nas Punas Úmidas e um dos primeiros para todo o departamento de Junín. As lacunas do conhecimento biológico nos ecossistemas alto-andinos ainda são enormes em grande parte do Peru. Assim os resultados encontrados aqui contribuem com informações inéditas e importantes sobre a diversidade local de mamíferos, além de atualizações na distribuição altitudinal de algumas espécies. No entanto, ainda são necessários mais estudos acerca da biodiversidade da zona alto-andina do SNPH e de seu entorno, principalmente pelo fato dos ecossistemas alto-andinos serem os mais vulneráveis e ameaçados às mudanças climáticas ao longo de toda região dos Andes Tropicais.

REFERÊNCIAS

- ARIAS, E. et al. Diversidad y composición de murciélagos en los bosques montanos del Santuario Nacional Pampa Hermosa, Junín, Perú. **Revista Peruana de Biología**, v. 23, n. 2, p. 103-116, 2016.
- ASNER, G. P. et al. Conservation assessment of the Peruvian Andes and Amazon based on mapped forest functional diversity. **Biological Conservation**, v. 210, p. 80-88, 2017.
- ASTUDILLO, P. X. et al. Influence of habitat modification by livestock on páramo bird abundance in southern Andes of Ecuador. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 53, n. 1, p. 29-37, 2018.

- AVELLANEDA-TORRES, L. M.; SICARD, T. E. L.; ROJAS, E. T. Impact of potato cultivation and cattle farming on physicochemical parameters and enzymatic activities of Neotropical high Andean Páramo ecosystem soils. **Science of the Total Environment**, v. 631, p. 1600-1610, 2018.
- BARRIO, J. Manejo no intencional de dos especies de cérvidos por exclusión de ganado en la parte alta del Parque Nacional Río Abiseo, Perú. **Revista Electrónica Manejo de Fauna Silvestre en Latinoamérica**, v. 1, n. 2, p. 1-10, 2006.
- BARRIO, J. Taruka *Hippocamelus antisensis* (d'Orbigny 1834). In: *Neotropical cervidology: biology and medicine of Neotropical deer*. FUNEP and IUCN, Jaboticabal, Brazil, p. 77-88, 2010.
- BARRIO, J.; TIRIRA, D. G. *Pudu mephistophiles*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T18847A22163836. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-1.RLTS.T18847A22163836.en>. Acceso em: 28 abr. 2021.
- BAX, V.; FRANCESCONI, W. Conservation gaps and priorities in the Tropical Andes biodiversity hotspot: Implications for the expansion of protected areas. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 387-396, 2019.
- BECKER M.; DALPONTE J. C. Rastros de mamíferos silvestres brasileiros – Guia de campo, 3ª ed. Technical Books: Rio de Janeiro, Brasil, 2013.
- BERNAL, N. *Lagidium viscacia*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T11148A22190789. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T11148A22190789.en>. Acceso em: 23 abr. 2021.
- BRACK, A. Ecología de un país complejo. Gran geografía del Perú. **Naturaleza y hombre**, v. 2, p. 175-319, 1986.
- BRACK-EGG E. Las Ecorregiones del Perú. **Boletín de Lima**, v. 44, p. 57-70, 1986.
- BUYTAERT, W.; CUESTA-CAMACHO, F.; TOBÓN, C. Potential impacts of climate change on the environmental services of humid tropical alpine regions. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, n. 1, p. 19-33, 2011.
- CARDILLO, M. et al. Human population density and extinction risk in the world's carnivores. **PLOS Biology**, v. 2, n. 7, p. e197, 2004.
- CASSOLA, F. 2016. *Sciurus spadiceus* (errata version published in 2017). The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T20022A115155594. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T20022A22246240.en>. Acceso em: 23 abr. 2021.
- COSSÍOS, E. D. et al. Population structure and conservation of a high-altitude specialist, the Andean cat *Leopardus jacobita*. **Endangered Species Research**, v. 16, n. 3, p. 283-294, 2012a.

COSSÍOS, E. D. et al. El orden Carnivora (Mammalia) en el Perú: Estado del conocimiento y prioridades de investigación para su conservación. **Revista Peruana de Biología**, v. 19, n. 1, p.17-26, 2012b.

CUARÓN, A. D. et al. *Eira barbara*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41644A45212151. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41644A45212151.en>. Acesso em: 01 mai. 2021.

DUARTE, J. M. B.; GONZÁLEZ, S. Neotropical cervidology: biology and medicine of Latin American deer Jaboticabal: Funep/IUCN, 2010.

EGHDAMI, M.; BARROS, A. P. Extreme orographic rainfall in the eastern Andes tied to cold air intrusions. **Frontiers in Environmental Science**, v. 7, p. 101, 2019.

ESCAMILO, L. et al. Northern Pudu, *Pudu mephistophiles* (De Winton 1896). In: *Neotropical cervidology: Biology and medicine of Latin American deer*. Funep/IUCN., Jaboticabal, p. 133-139, 2010.

FAJARDO, J. et al. Combined use of systematic conservation planning, species distribution modelling, and connectivity analysis reveals severe conservation gaps in a megadiverse country (Peru). **PloS One**, v. 9, n. 12, p. e114367, 2014.

FAO (Food and Agriculture Organization). Situación actual de los camélidos sudamericanos del Perú. Proyecto de Cooperación Técnica en apoyo a la crianza y al aprovechamiento Camélidos Sudamericanos en la Región Andina TCP/RLA/2914. p. 1-64, 2005.

GONTHIER, D. J.; CASTAÑEDA, F. E. Large-and medium-sized mammal survey using camera traps in the Sikre River in the Río Plátano Biosphere Reserve, Honduras. **Tropical Conservation Science**, v. 6, n. 4, p. 584-591, 2013.

HODGE, A. M. C.; ARBOGAST, B. S. Carnivore diversity at a montane rainforest site in Ecuador's Gran Sumaco Biosphere Reserve. **Oryx**, v. 50, n. 3, p. 474-479, 2016.

IUCN - International Union for the Conservation of Nature. 2021. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 28 abr. 2021.

JIMÉNEZ, C. F. et al. Camera trap survey of medium and large mammals in a montane rainforest of northern Peru. **Revista Peruana de Biología**, v. 17, n. 2, p. 191-196, 2010.

JOSSE, C. et al. Physical geography and ecosystems in the tropical Andes. In: *Climate Change and Biodiversity in the Tropical*, p.152-169, 2011.

JOSSE, C. et al. Ecosistemas de los Andes del Norte y Centro. Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela. Secretaría General de la Comunidad Andina, Programa Regional ECOBONA-Intercooperation, CONDESAN-Proyecto Páramo Andino, Programa BioAndes, EcoCiencia, NatureServe, IAvH, LTA-UNALM, ICAEULA, CDC-UNALM, RUMBOL SRL. Lima, Perú, 2009.

- JOSSE C. et al. Sistemas Ecológicos de la Cuenca Amazónica de Perú y Bolivia. Clasificación y mapeo. NatureServe. Arlington, Virginia, Estados Unidos, 2007.
- JUNQUAS, C. et al. Understanding the influence of orography on the precipitation diurnal cycle and the associated atmospheric processes in the central Andes. **Climate Dynamics**, v. 50, n. 11-12, p. 3995-4017, 2018.
- LA TORRE-CUADROS, M. Á.; HERRANDO-PÉREZ, S.; YOUNG, K. R. Diversity and structural patterns for tropical montane and premontane forests of central Peru, with an assessment of the use of higher-taxon surrogacy. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, p. 2965–2988, 2007.
- LEO, M. The importance of tropical montane cloud forest for preserving vertebrate endemism in Peru: the Rio Abiseo National Park as a case study. In: *Tropical montane cloud forests*. Springer, New York, NY, p. 198-211, 1995.
- LIMA, K. C. B.; PASSAMANI, M.; ROSA, C. Daily tayra (*Eira barbara*, Linnaeus 1758) activity patterns and habitat use in high montane tropical forests. **Acta Oecologica**, v. 108, p. 103624, 2020.
- LIZCANO, D. J. et al. Riqueza de mamíferos medianos y grandes del refugio de vida silvestre marina y costera Pacoche, Ecuador. **Therya**, v. 7, n. 1, p. 135-145, 2016.
- LÓPEZ, N. M. Fototrampeo de mamíferos medianos y grandes durante el periodo de cuarentena–aislamiento social por la pandemia del COVID–19 en el Sector San Alberto del Parque Nacional Yanachaga Chemillén, Perú, 2016.
- LÓPEZ, R. P. Los Pisos de vegetación y la flora. In: *Transitando la diversidad, Paisajes naturales y culturales: La Paz. TROPICO–Asociación Boliviana para la conservación/Gobierno Municipal de La Paz/FUNDESNAP– Fundación para el Desarrollo del Sistema Nacional de Áreas Protegidas*, La Paz, p. 21-35, 2010.
- LYRA-JORGE, M. C.; CIOCHETI, G.; PIVELLO, V. R. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 7, p. 1573-1580, 2008a.
- LYRA-JORGE, M. C. et al. Comparing methods for sampling large-and medium-sized mammals: camera traps and track plots. **European Journal of Wildlife Research**, v. 54, n. 4, p. 739–744, 2008b.
- MACHACA, N. C. et al. Effects of grazing pressure on plant species composition and water presence on bofedales in the Andes mountain range of Bolivia. **Mires Peat**, v. 21, p.1-15, 2018.
- MEDINA, C. E. et al. 2012. Diversidad de mamíferos en los bosques montanos del valle de Kcosñipata, Cusco, Perú. **Mastozoología Neotropical**, v. 19, n. 1, p. 85-104, 2018.
- MEZA-SALAZAR, A. M. et al. Density and diversity of macroinvertebrates in Colombian Andean streams impacted by mining, agriculture and cattle production. **PeerJ**, v. 8, p. e9619, 2020.

- MONROY-VILCHIS, O. et al. Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. **Revista de Biología Tropical**, v. 59, n. 1, p. 373-383, 2011.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853, 2000.
- NASCIMENTO, F. O. et al. Taxonomic revision of the pampas cat *Leopardus colocola* complex (Carnivora: Felidae): an integrative approach. **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. 191, n. 2, p. 575-611, 2021.
- NOSS, R. F. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. **Conservation Biology**, v. 4, n. 4, p. 355-364, 1990.
- PACHECO, V. et al. Diversidad y distribución de los mamíferos del Perú I: Didelphimorphia, Paucituberculata, Sirenia, Cingulata, Pilosa, Primates, Lagomorpha, Eulipotyphla, Carnivora, Perissodactyla y Artiodactyla. **Revista Peruana de Biología**, v. 27, n. 3, p. 289-328, 2020.
- PACHECO, V. et al. Diversidad y endemismo de los mamíferos del Perú. **Revista Peruana de Biología**, v. 16, n. 1, p. 5-32, 2009.
- PACHECO, V.; NOBLECILLA, M. Diversidad de mamíferos en el bosque montano de Carpish, Huánuco, Perú. **Revista Peruana de Biología**, v. 26, n. 2, p. 217-226, 2019.
- PACHECO, V. et al. Contribución al conocimiento de la diversidad y conservación de los mamíferos en la cuenca del río Apurímac, Perú. **Revista Peruana de Biología**, v. 14, n. 2, p. 169-180, 2007.
- PALOMINO, M.; ATAUCUSI, Y. Distribución de mamíferos según rango altitudinal en la Reserva Nacional de Huascarán. **Natura@ economía**, v. 4, n. 1, p. 38-52, 2019.
- PASA, J. B. et al. Factors influencing the habitat use by ocelots in one of the last large Atlantic Forest remnants in southeastern Brazil. **Ecology and Evolution**, v. 11, n. 9, p. 4631-4643, 2021.
- PAVIOLO, A. et al. *Leopardus pardalis* (errata version published in 2016). The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T11509A97212355.
<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T11509A50653476.en>. Acceso em: 01 mai. 2021.
- PEREIRA, J.; APRILE, G. Felinos de Sudamérica: una guía de identificación integral. Londaiz Laborde Ediciones, Buenos Aires, Argentina, 2012.
- PULGAR VIDAL, J. Geografía del Perú: las ocho regiones naturales: la regionalización transversal: la micro regionalización. Peisa, Lima, Peru, 1987.
- RAMIREZ, O. et al. Assemblages of bird and mammal communities in two major ecological units of the Andean highland plateau of southern Peru. **Ecología Aplicada**, v. 6, n. 1-2, p. 139-148, 2007.

REYES-PUIG, C. P. et al. Notable ampliación del rango altitudinal de Eira barbara Cabeza de Mate (Mammalia: Mustelidae). **ACI Avances en Ciencias e Ingenierías**, v. 7, n. 1, 2015.

ROLANDO, J. L. et al. Key ecosystem services and ecological intensification of agriculture in the tropical high-Andean Puna as affected by land-use and climate changes. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 236, p. 221-233, 2017.

ROJAS-VERA PINTO, R. et al. Conviviendo con el Oso Andino en el Perú. El manejo, diagnóstico y pautas para los conflictos humano-oso. 1ª edición, Sociedad Zoológica de Fráncfort Perú (FZS Perú), Cusco, Perú, 2019.

ROJAS-VERA PINTO, R.; BUTRÓN, R. Diagnóstico de la interacción humano-oso andino en el Santuario Nacional Pampa Hermosa. Informe de trabajo. SERFOR, Lima, Peru, 2016.

SERFOR- Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre. Libro Rojo de la Fauna Silvestre Amenazada del Perú. Primera edición. Lima, Perú, 2018.

SERNANP - Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado, 2021. Sistema de Áreas Naturales Protegidas del Peru. Áreas Naturales Protegidas de Administración Nacional con Categoría Definitiva.

http://geo.sernanp.gob.pe/visorsernanp/reportes/listado_oficial_anp_20210325.pdf. Acceso em: 05 mai. 2021.

SERNANP - Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado. Plan Maestro del Santuario Nacional Pampa Hermosa, periodo 2012-2017. Resolución Presidencial N° 213-2012-SERNANP. 2012.

SILVA, F. Z. et al. Línea base de la flora y fauna del Santuario Nacional Pampa Hermosa - Sector San Damián. **Revista Ciencia, Tecnología y Humanidades** (Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo), v. 7, n. 2, p. 11-38, 2016.

SIMPSON, B. B. An historical phytogeography of the high Andean flora. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 56, p. 109-122, 1983.

SHANEE, S.; SHANEE, N. Diversity of large mammals in the Marañón-Huallaga landscape, Peru: with notes on rare species. **Zoology and Ecology**, v. 28, n. 4, p. 313-328, 2018.

SHANEE, S., et al. Protected area coverage of threatened vertebrates and ecoregions in Peru: Comparison of communal, private and state reserves. **Journal of Environmental Management**, v. 202, p. 12-20, 2017.

SRBEK-ARAÚJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, p. 51-62, 2013.

SRBEK-ARAÚJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, n. 1, p. 121-125, 2005.

TORRES, D. Guía Básica para la identificación de señales de presencia de oso frontino (*Tremarctos ornatus*) en los Andes Venezolanos. Fundación Andígena, Mérida, Venezuela, 2011.

VELEZ-LIENDO, X.; GARCÍA-RANGEL, S. *Tremarctos ornatus* (errata version published in 2018). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T22066A123792952. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T22066A45034047.en>. Acceso em: 28 abr. 2021.

YARUPAITAN, G.; GIRALDO, U. F. Ministerio de Agricultura. Instituto Nacional de los Recursos Naturales. Intendencia de Áreas Naturales Protegidas. Expediente Técnico de Categorización de la Zona Reservada Pampa Hermosa, 2007.

YOUNG, K.; LEÓN, B. Peru's humid eastern montane forests. Centre for Research on the Cultural and Biological Diversity of Andean Rainforests (DIVA). Reporte Técnico, n. 5, p. 1-97, 1999.