



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

TESIS DE DOCTORADO EN BIOLOGIA

Ecología del puma (*Puma concolor*) en el Espinal:
un acercamiento enfocado en el efecto de los factores
antrópicos

MARÍA DE LAS MERCEDES GUERISOLI

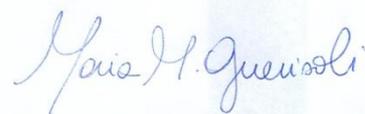
BAHIA BLANCA

ARGENTINA

2018

PREFACIO

Esta Tesis se presenta como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Doctor en Biología, de la Universidad Nacional del Sur y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad u otra. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en el ámbito del Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, en dependencias del INBIOSUR y de la Cátedra de Fisiología Animal, durante el período comprendido entre el 3 de Septiembre del 2013 y el 30 de Noviembre del 2017, bajo la dirección del Dr. Mauro Lucherini y la codirección de la Dra. Estela Maris Luengos Vidal.



Maria M. Guerisoli



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR
Secretaría General de Posgrado y Educación
Continua

La presente tesis ha sido aprobada el 20/03/2018,
mereciendo la calificación de 10 (sobresaliente).

Dedicatoria

A mamma, a papà e a mio fratello, per rappresentare il mio posto sicuro al mondo.

Grazie mamma e papà per avermi accompagnato in tutti questi anni. Grazie per i valori insegnati e i sentimenti trasmessi. Grazie per avermi insegnato che essere egoisti è essere ignoranti. Grazie per questa mente che non si conforma e cerca la libertà, ripudia l'abitudine e sogna la giustizia. Grazie per i colori, la stravaganza e i mille mondi che ho immaginato insieme a voi. Grazie degli infiniti momenti d'amore e di quei pochi momenti amari. Grazie per questi occhi che vedono, queste mani che toccano. Grazie per i giorni e gli anni. Grazie perché eravamo noi.
Mille volte grazie. Per sempre.

Emma, mi primer amigo, cómplice de juegos y burlas. Mi hermano, mi fuente de inspiración como persona y pensador. Un luchador de sus creencias y principios humanos.

A Dante, mio compagno d'avventure, mio migliore amico, mio complice.
Tu paciencia y ternura fueron y serán una inspiración.
Un lugar contigo donde veo aventuras, movimientos, revolución y libertades.
"En lo pequeño radica la fuerza,
Con tu cariño yo caminaré,
Imaginando rutinas bellas,
Para dar vuelta el mundo al revés
Romper con todos nuestros miedos,
Ser consecuente
De cuerpo y de mente
Para alzar el vuelo por senderos nuevos".

Agradecimientos

Al Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia por permitirme realizar esta tesis en las dependencias del mismo.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), por haberme apoyado económicamente a lo largo de mi formación profesional.

A SGCyT-UNS, Wild Felid Research and Management Association, Felidae Conservation Fund, CREOi, por su apoyo económico al proyecto general de carnívoros del Grupo de Ecología Comportamental de Mamíferos.

Al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) por el apoyo logístico, el material cartográfico y la vinculación con los productores rurales.

A mis directores de doctorado, al Dr. Mauro Lucherini y a la Dra. Estela Maris Luengos Vidal por su guía y sus consejos a lo largo de este camino. Estos años me enseñaron a ser más paciente, a adaptarme ante las dificultades y a festejar “como nunca” también por los pequeños logros. Muchas gracias por las infinitas cosas aprendidas!

A Diego, Nico, Orlando y Sabri por su amistad y compañerismo en los diferentes momentos vividos en todos estos años. Guardo recuerdos muy importantes con cada uno de ustedes. Mil gracias por las risas y los abrazos compartidos, por muchos más para el futuro que se viene!

A Emma B. Casanave por su disponibilidad y ayuda brindada durante el desarrollo del proyecto.

A los productores rurales quienes abrieron sus tranqueras ofreciendo hospitalidad y disponibilidad completa para trabajar en sus propiedades.

A todos los voluntarios que ayudaron en las campañas de campo.

I shall never forget the expression in the eyes of one puma, best described by the remark made by one of the Indians as he reined back his horse, expecting a spring: 'Mira los ojos del diablo!' ('Look, what devil's eyes!').

Nunca olvidaré la expresión de los ojos de un puma, muy bien descrita por la observación que hizo uno de los indios al refrenar su caballo por temor de un salto:

“¡Mira los ojos del diablo!”

George Chaworth Musters,

At home with the Patagonian / Vida entre los Patagones, 1871.



Waki killing a puma.

RESUMEN

A lo largo de su distribución el puma, *Puma concolor*, protagoniza complejas interacciones con los humanos. En el Espinal del sudoeste bonaerense, donde los hábitats naturales han sido alterados por las actividades agro-ganaderas, este felino es el foco de intensos conflictos con los productores, quienes responden a la predación de ganado matando al puma.

El primer objetivo de esta tesis fue el de determinar los patrones de actividad y uso del hábitat del puma en el SO bonaerense, explorando el efecto de los factores antrópicos. El segundo fue evaluar los conflictos con los humanos, mediante una revisión global del conflicto humano-puma y la caracterización de esta problemática en el Espinal bonaerense.

A través de una revisión bibliográfica, se describió el conflicto entre ganadería y puma en las Américas. Los conflictos ocurrieron en el 78,1% de las publicaciones (n=69) y fueron más comunes en América del Sur y Central. El ovino fue la especie preferida por el puma y la presencia de conflictos fue mayor en ambientes con abundante cobertura de vegetación, lejos de las rutas y a distancias medias de ciudades. Las áreas protegidas no evitaron la presencia del conflicto. El análisis mediante Modelos Lineales Generalizados (MLG) indicó que el conflicto ocurriría en zonas con altas densidades de vacunos, cerca de ambientes con abundante cobertura vegetal y con menor riqueza de co-predadores. Aun así, se evidencia la escasez de informaciones sobre este tema.

Se realizaron tres campañas de trampeo fotográfico en los partidos de Villarino y Patagones, Pcia. de Buenos Aires, y se registraron 105 eventos de puma. Los MLG mixtos mostraron que la proporción de pastizales con arbustos y monte, la riqueza de presas silvestres y la diversidad ambiental tuvieron un efecto positivo, y significativo, sobre la intensidad de uso del hábitat del puma, mientras que la fragmentación catastral la afectó negativamente. Este felino presentó una actividad crepuscular-nocturna, con leves diferencias estacionales.

Se realizaron 213 entrevistas semi-estructuradas en ambos partidos e inspecciones directas a sitios de predación de ganado en un área de Patagones. La predación se reportó en el 39,7% (n=75) de las propiedades y causó una pérdida promedio de 2134,1±6049,2 USD, afectando principalmente la producción de ovejas. Todos los eventos de predación ocurrieron de noche y preferentemente en cultivos y pastizales con arbustos. Las tasas de mortalidad fueron de 3,7 y 1,1-1,56 individuos/añox100km² para ovinos y pumas, respectivamente. Los recintos nocturnos parecieron disminuir las pérdidas de ovejas pero los productores consideraron la caza de puma como la forma más efectiva de reducir la predación.

La cobertura de vegetación, la presión antrópica y la disponibilidad de presas fueron factores recurrentes en este trabajo y parecen determinantes no sólo en la presencia del conflicto humano-puma globalmente y en el Espinal bonaerense, sino también en el uso del hábitat de este felino en esta región. Para la conservación del puma en áreas agrícola-ganaderas son necesarias estrategias que combinen herramientas que favorezcan la tolerancia de los productores y la mitigación de las pérdidas por predación con la conservación de ambientes y especies presas claves del felino.

ABSTRACT

Throughout its distribution range, *Puma concolor* is involved in complex interactions with humans. In the Argentinean Espinal of the southwest of Buenos Aires province, where natural habitats have been altered by agricultural and livestock activities, this feline is the focus of intense conflicts with ranchers, who respond to predation on livestock by killing pumas.

The first objective of this thesis was to determine the puma activity and habitat use patterns in southern Buenos Aires province, exploring the effect of human factors. The second was to carry out a review of human-puma conflicts through its distribution and characterize them in the southwest of the Espinal ecoregion.

Human-puma conflict was described in the American continent through a bibliographical review. Conflicts occurred in 78,1% (n=69) of the literature and were more common in South and Central America. Sheep were the species preferred by pumas and the presence of conflicts was greater in areas with high vegetation coverage, far from main roads and at average distances of cities. Protected areas did not prevent the occurrence of conflict. Generalized Linear Models (GLM) identified that conflict would occur in areas with high cattle densities, in proximity of habitat with high vegetation coverage and with low co-predators richness. Lack of information on this subject is highlighted.

105 puma events were collected in three photographic trapping surveys carried out in Villarino and Patagones counties. The mixed GLMs showed that the proportion of grasslands with bushes and bushland, wild prey richness and habitat diversity had positive and significant effects on puma habitat use, while cadastral fragmentation affected it negatively. This feline presented a crepuscular-nocturnal activity with seasonal variations.

Semi-structured interviews (n=213) were completed out in both counties and direct inspections on livestock kill site were carried out in an area of Patagones county. Predation was reported in 39,7% (n=75) of the ranches and caused an average loss of 2134,1±6049,2 USD, affecting mainly sheep production. All predation events occurred at night and preferably in cropland and grasslands with shrubs. Mortality rates were 3,7 and 1,1-1,56 individuals/year x 100km² for sheep and pumas, respectively. Night enclosures appeared to reduce sheep losses, but puma hunting was considered by ranchers the most effective and implemented method of reducing predation.

Vegetation coverage, anthropogenic pressure and prey availability were recurrent factors in this study and seem to be determinant not only in the presence of human-puma conflict globally and in the Espinal of Buenos Aires province, but also in

the habitat use of this feline in this region. Puma conservation strategies in rangeland and agricultural- landscapes need to combine tools favoring tolerance by ranchers and mitigation of depredation losses with the conservation of key habitat and wild prey.

Certifico que fueron incluidos los cambios y correcciones sugeridas por los jurados.

Dr. Mauro Lucherini

Director

Dra. Estela Maris Luengos Vidal

Co-directora

Índice

ESTRUCTURA DE LA TESIS	1
Capítulo I: Introducción	3
1. El puma en Argentina	7
2. Características generales de la especie	8
2.1. Descripción, morfología y reproducción del puma	8
2.2. Ecología espacial	8
2.2.1. Área de acción	8
2.2.2. Dispersión	9
2.3. Patrón de predación	9
2.4. Uso y selección de hábitat	10
2.5. Patrón de actividad	11
2.6. Densidades	12
2.7. Dieta	12
3. Conflicto humano-férido	12
3.1. El conflicto humano-puma	13
4. Área de estudio	15
5. Bibliografía	19
Capítulo II: Revisión de los conflictos puma-ganado en las Américas	27
1. Introducción	28
2. Materiales y métodos	30
2.1. Búsqueda de la información y organización de los datos	30
2.2. Tendencia de publicación	34
2.3. Mapeo de datos	34
2.4. Variables predictoras del conflicto	34
2.5. Técnicas de mitigación	38
2.6. Análisis estadístico	38
2.7. Correlación de datos	39
2.8. Modelos Lineales Generalizados	39
3. Resultados	40
3.1. Publicaciones revisadas: caracterización y extensión geográfica	40
3.2. Publicaciones de dieta	40
3.3. Publicaciones sin dieta	40
3.4. Caracterización y distribución de conflictos	42
3.5. Preferencias de presas domésticas	42
3.6. Áreas protegidas y presencia de conflicto	43
3.7. Densidad, diversidad y riqueza de ganado	44
3.8. Cobertura de vegetación	46

3.9.	<i>Distancias a ambientes</i>	46
3.10.	<i>Densidad humana</i>	47
3.11.	<i>Fragmentación de ambientes</i>	48
3.12.	<i>Distancia a las rutas o caminos principales</i>	48
3.13.	<i>Distancia a asentamientos humanos</i>	49
3.14.	<i>Índice de impacto humano</i>	50
3.15.	<i>Co-predadores</i>	50
3.16.	<i>Técnicas de mitigación</i>	50
3.17.	<i>Correlación de datos</i>	51
3.18.	<i>Modelos Lineales Generalizados</i>	53
4.	<i>Discusión</i>	54
4.1.	<i>Análisis individual de las variables predictoras de los conflictos</i>	54
4.2.	<i>Modelos Lineales Generalizados</i>	63
4.3.	<i>Métodos de mitigación</i>	65
5.	<i>Bibliografía</i>	67
	Capítulo III: Uso de hábitat de <i>Puma concolor</i> en un paisaje dominado por las actividades humanas en el sur del Espinal	79
1.	<i>Introducción</i>	80
2.	<i>Materiales y métodos</i>	81
2.1.	<i>Recolección de datos</i>	81
2.2.	<i>Áreas de estudio</i>	84
2.3.	<i>Caracterización de las áreas: métricas ambientales</i>	85
2.4.	<i>Caracterización de las áreas: métricas catastrales</i>	86
2.5.	<i>Variables predictoras en el uso del hábitat de la especie</i>	86
2.5.1.	<i>Composición del paisaje</i>	87
2.5.2.	<i>Riqueza de presas</i>	87
2.5.3.	<i>Grado de perturbación antrópica</i>	88
2.5.3.1.	<i>Distancia a los cascos</i>	88
2.5.3.2.	<i>Distancia a caminos rurales y rutas</i>	88
2.5.3.3.	<i>Fragmentación catastral</i>	89
2.5.4.	<i>Diversidad de ambientes</i>	89
2.6.	<i>Correlación de datos</i>	91
2.7.	<i>Análisis de Componentes Principales (ACP)</i>	91
2.8.	<i>Modelos Lineales Generalizados Mixtos</i>	91
3.	<i>Resultados</i>	93
3.1.	<i>Trampeo fotográfico</i>	93
3.2.	<i>Correlación de datos</i>	96
3.3.	<i>Análisis de componentes principales</i>	96

3.4. Modelos Lineales Generalizados Mixtos con distribución binomial negativa	97
4. Discusión y conclusiones	99
4.1. Un escenario único	103
5. Bibliografía	105
Capítulo IV: Patrón de actividad de <i>Puma concolor</i> en un área antropizada del Espinal argentino	112
1. Introducción	113
2. Análisis.....	114
2.1. Recolección de datos.....	114
2.2. Análisis de datos.....	114
2.2.1. Estación y fases del día	114
2.2.2. Análisis estadístico.....	115
2.2.3. Temperatura	116
2.2.4. Estimación patrón de actividad a través del método de densidad de Kernel.....	116
3. Resultados	116
3.1. Patrón de actividad invernal	118
3.2. Patrón de actividad durante el verano	120
3.3. Comparación de las dos estaciones (verano vs. invierno) a través del método de densidad de Kernel.....	122
4. Discusión y conclusiones	123
4.1. Patrón de actividad estacional.....	124
5. Bibliografía	125
Capítulo V: Caracterización del conflicto puma-ganadería en un paisaje dominado por actividades humanas en el Espinal Argentino (*)	128
1. Introducción.....	129
2. Materiales y métodos	131
2.1. Área de estudio.....	131
2.2. Recolección de datos.....	132
2.3. Entrevistas semi-estructuradas	132
2.4. Muestreo del Área chica.....	133
2.5. Análisis de datos.....	134
2.6. Estimación de pérdida económica.....	134
2.7. Actitudes de los productores ganaderos.....	134
2.8. Inspección directa de los sitios de predación	135
2.9. Variables predictoras de la predación en el Área chica	135
3. Resultados	136
3.1. Caracterización de los entrevistados y de las propiedades	136
3.2. Pérdidas de ganado.....	137

3.3.	<i>Actitudes de los productores ganaderos</i>	141
3.4.	<i>Métodos de mitigación</i>	142
3.5.	<i>Inspección directa de los sitios de predación</i>	144
3.6.	<i>Tasas de mortalidad de puma</i>	147
4.	Discusión y conclusiones	148
4.1.	<i>Mitigación de conflictos</i>	150
5.	Bibliografía	152
	Capítulo VI: Discusión general y conclusiones	157
1.	Bibliografía	163
	Capítulo VII: Anexo	167
	Addenda.....	168

ESTRUCTURA DE LA TESIS

La presente tesis se propone estudiar aspectos ecológicos del puma (*Puma concolor*) en el Espinal del sudoeste bonaerense. En particular se propone caracterizar el conflicto humano-puma a lo largo del continente americano, para poder contar con un marco interpretativo general, y en una región ganadera del sur de la provincia de Buenos Aires, en la cual se analizan también el uso del hábitat y los patrones de actividad del puma, estudiando, en especial, el efecto de los factores antrópicos sobre su uso de hábitat.

Capítulo I: Introducción

Se describe brevemente la transformación y pérdida de los ambientes naturales, a nivel mundial y en Argentina. A través de una caracterización general de los mamíferos carnívoros, se introduce la familia Felidae y se brindan características ecológicas del puma, su distribución geográfica y estatus de conservación. Se aportan informaciones sobre el área de estudio, describiendo las principales actividades antrópicas que se han desarrollado en ella y el efecto que han tenido sobre el paisaje, y se enuncia también la comunidad de mamíferos carnívoros y sus presas que incluye la misma.

Capítulo II: Revisión del conflicto humano-puma en las Américas

A través de una revisión bibliográfica se caracteriza la presencia y ausencia del conflicto humano-puma a lo largo de su rango de distribución geográfico. Se realiza una descripción general de la problemática que posee esta especie en paisajes ganaderos y se estudian los factores ambientales y antrópicos que pueden influir en la presencia/ausencia del conflicto.

Capítulo III: Uso de hábitat de *Puma concolor* en un paisaje dominado por las actividades humanas en sur del Espinal

Se estudian los factores ambientales y humanos que pueden influir en la intensidad de uso del hábitat del puma en el sur del Espinal, prestando particular atención al efecto de las actividades antrópicas y a la composición y estructura del paisaje, utilizando datos de presencia obtenidos mediante trampeo fotográfico y modelos generalizados lineales mixtos.

Capítulo IV: Patrón de actividad del puma en el sur del Espinal.

Se realiza un estudio del patrón de actividad del puma en el sur del Espinal mediante los registros de presencia de la especie obtenidos a través de cámaras trampas. En particular se analiza el patrón de actividad de la especie en dos estaciones (verano e invierno) y se realiza una comparación entre las mismas.

Capítulo V: Caracterización del conflicto puma-ganadería en un paisaje dominado por actividades humanas en el Espinal Argentino

Utilizando información recolectada a través de entrevistas semi-estructuradas y muestreos a campo de sitios de predación del puma, se caracteriza el conflicto entre los productores ganaderos y este felino en campos privados en los partidos de Villarino y Patagones. En particular, se realiza una cuantificación detallada de la pérdida económica ocasionada por esta especie en los establecimientos ganaderos, se analiza la respuesta por parte de los productores a la depredación y se estima la tasa de mortalidad de puma ocasionada por la caza preventiva y de represalia.

Capítulo VI: Discusión general y conclusiones

Se utilizan los resultados obtenidos a lo largo de los capítulos de la tesis como información de base para la diagramación de pautas de mitigación de los conflictos en el sur de Espinal. Se anuncian las principales variables que afectarían la co-existencia entre la producción ganadera y el puma en la región y los diferentes actores involucrados.



Capítulo I: Introducción

Actualmente, una de las principales amenazas para la biodiversidad de nuestro planeta es la transformación de los hábitats naturales. Este fenómeno se presenta principalmente en zonas caracterizadas por un alto desarrollo de producción agrícola, forestal y urbano, y se manifiesta mediante la fragmentación y la pérdida del hábitat (Saunders et al. 1991, Baker et al. 2008). La fragmentación es un proceso que transforma una extensión de hábitat natural en un paisaje compuesto por parcelas más pequeñas de ambientes naturales aisladas entre sí por una matriz de hábitat diferente del natural (Wilcove et al. 1986). Entonces, las especies que presentaban una distribución continua en el territorio antes de su transformación, se encontrarán aisladas en fragmentos reducidos del ambiente original. La pérdida de hábitat, por otra parte, se refiere a un proceso, típicamente antrópico, donde la cobertura de hábitat naturales es destruida (Bender et al. 1998). Estas perturbaciones afectan negativamente la riqueza de especies, la abundancia y distribución de poblaciones y la diversidad genética (Best et al. 2001, Gibbs 2001, Fahrig 2003).

Entre los años 1990-2015, la superficie forestal mundial ha disminuido unos 129 millones de hectáreas (un descenso equivalente a aproximadamente el 3,1% de la superficie forestal actual total; FAO 2016). En América Latina más del 90% de los bosques originarios han desaparecido como consecuencia de la expansión agrícola-ganadera (Hosonuma et al. 2012). Entre los países de América Latina con mayores pérdidas forestales se encuentra la Argentina, la cual entre los años 1990 y 2005 perdió, aproximadamente, el 45% de los bosques, principalmente por la expansión de las pasturas y las tierras de cultivo comerciales (FAO 2016). Una situación similar se presentó para los pastizales naturales, sean estas praderas, estepas, arbustales, sabanas o parques, los cuales fueron remplazados como consecuencia de la expansión e intensificación de la agricultura (de la Fuente y Suárez 2008). En Argentina, la expansión de la actividad agrícola desde 1960 ocurrió, en gran medida, a expensas de la reducción del área de pastizales naturales (de la Fuente y Suárez 2008).

Desde su reinserción en el comercio mundial en 1995 (Organización Mundial del Comercio 2017), Argentina se vio particularmente afectada por un vertiginoso incremento de la agricultura y de la ganadería, con consecuencias negativas sobre los ambientes naturales y la integridad de los suelos (Brown et al. 2005). Más del 80% de su territorio está ocupado con actividades agrícolas, ganaderas y forestales y, actualmente, más de 60 millones de hectáreas están sujetas a procesos erosivos de moderados a graves (Pérez Pardo 2005). Asociada a la modificación de este territorio, se encuentra la pérdida de biodiversidad: el 40% de las especies vegetales y animales está en peligro de desaparecer, en especial en las regiones más expuestas a la desertificación (Pérez Pardo 2005).

La pérdida de hábitat representa una de las primeras causas de la extinción de las especies (Wilcove et al. 1998) y es la principal amenaza para numerosos mamíferos. Actualmente a nivel mundial, unas 2000 especies de mamíferos están siendo afectadas por dicho proceso (IUCN 2017), en especial forma los carnívoros (Riley et al. 2003). Los carnívoros son particularmente

vulnerables a la pérdida y fragmentación de los ambientes naturales, principalmente a causa de sus características biológicas intrínsecas (grandes tamaños corporales, amplias superficies territoriales, bajas densidades poblacionales, tasas de crecimiento poblacional bajas) y, también, debido a factores externos, como la caza (Crooks et al. 2011). Un estudio reciente señala que sólo el 54,3% de la distribución geográfica de las especies de carnívoros está representado por hábitat adecuados de buena calidad (Crooks et al. 2011). A su vez, la desaparición de una o más especies puede provocar una alteración del equilibrio en el ecosistema, con efectos mayores si las especies en cuestión se encuentran en el ápice de la pirámide trófica, como es el caso de los muchos mamíferos carnívoros (Crooks y Soulé 1999).

El orden Carnivora abarca aproximadamente 245 especies (Hunter 2011). Como grupo, ejercen una profunda influencia sobre las comunidades biológicas, a través de la predación y de la competición inter-específica (Treves y Karanth 2003). Los carnívoros juegan un rol importante regulando los ecosistemas, pero este rol es influenciado también por otros factores, tales como sus tamaño corporales, densidades, características sociales y tácticas predatorias (Ripple et al. 2014). Anteriormente se creía que los grandes carnívoros ejercían una regulación principalmente de las poblaciones presas, y por medio de éstas, de la comunidad vegetal, pero recientemente se ha observado que regulan además las poblaciones de mesocarnívoros, a través de la competencia intragremial (Ripple et al. 2014).

Dentro del orden de los carnívoros, se encuentra la familia Felidae, que está compuesta por 26 especies, la gran mayoría de las cuales son animales solitarios. Generalmente, los grandes felinos solitarios están asociados a estructuras complejas de hábitat (Lamprecht 1978), en las cuales las especies presas de ungulados tienden a ser solitarias o agregadas en pequeños grupos (Elbroch y Wittmer 2012). Estos tipos de estructuras ofrecen a estos carnívoros los recursos para poder desarrollar sus actividades, como por ejemplo cazar, refugiarse o realizar cuidados parentales (Murphy y Ruth 2010, Stephens 2014).

El 43,2% de estas especies está incluido en dos de las tres categorías de mayor amenaza de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza "IUCN" (En peligro – *Endangered*, y Vulnerable - *Vulnerable*; ISEC 2016). Los felinos enfrentan numerosas amenazas de origen antrópico. Además de la transformación de los hábitats, la persecución y caza, también de sus presas naturales, están entre las amenazas más importantes con la cual el hombre afecta a este grupo de especies (Loveridge et al. 2010, Sandom et al. 2017). Entre las especies de grandes felinos que han sufrido las consecuencias de las presiones antrópicas, se encuentra el puma, *Puma concolor* (Linnaeus, 1771).

P. concolor (Figura 1) es el carnívoro con mayor distribución en el continente americano, abarcando desde Canadá hasta el sur de Argentina (correspondiente a una superficie de 23.111.364 km², Figura 2) y se caracteriza por una gran plasticidad ecológica, como demuestra su presencia en diferentes tipos de ambientes, desde los de alta montaña a bosques húmedos

tropicales (Nowell y Jackson 1996). Su dieta incluye una gran variedad de presas y la disponibilidad de las mismas (silvestres y/o domésticas) presentes en el territorio conlleva a una adaptación de su nicho trófico (Murphy y Ruth 2010, Elbroch y Wittmer 2013). El puma se encuentra categorizado globalmente por la IUCN (Nielsen et al. 2015) como *Least concern* o “Preocupación menor”. Sin embargo, en América del Norte, en el siglo XIX se extinguieron las poblaciones de puma que se encontraban en el sector este de este subcontinente y a principios de 1900, sufrieron declives poblaciones aquellas que se ubicaban en el oeste (Logan y Sweanor 2001). En América Central y del Sur, el puma ocupa aún su distribución histórica, excepto por algunas áreas donde la expansión humana, la intensificación de las actividades agro-ganaderas y la caza han destruido sus hábitat naturales provocando extinciones locales de la especie (Logan y Sweanor 2001).



Figura 1. Foto de puma obtenida a través de una cámara trampa en el Espinal argentino.



Figura 2. Mapa de distribución del puma (IUCN 2015).

1. El puma en Argentina

En Argentina, el estado de conservación del puma ha sido clasificado por la *Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos* (SAREM) como de “Preocupación menor” (Aprile et al. 2012), debido a que presenta una distribución que cubre una buena parte del país y sólo algunas poblaciones pequeñas clasificarían para las categorías de “Casi amenazada” o “Vulnerable”.

Históricamente, los pumas estaban presentes en casi todo el territorio argentino (Cabrera y Yepes 1940). En la segunda mitad del siglo pasado, el puma fue extirpado de la mayor parte de la Patagonia, donde ha regresado sólo en los últimos decenios (Novaro y Walker 2005) y también de grandes extensiones de la región pampeana (Parera 2000), mientras que en el noreste del país, se ha registrado una declinación de sus poblaciones como consecuencia del alto nivel de fragmentación del territorio (De Angelo et al. 2011). En la provincia de Buenos Aires, con el avance de las actividades agroganaderas, el rango de distribución de la especie ha sufrido una marcada reducción concentrándose principalmente en la parte meridional y occidental (De Lucca 2011).

2. Características generales de la especie

2.1. Descripción, morfología y reproducción del puma

P. concolor forma parte de la familia Felidae (sub-orden: Feliformia, orden: Carnivora) y es la cuarta especie de felino más grande del mundo, con una masa corporal comparable a aquella de un leopardo *Panthera pardus* y de un leopardo de las nieves *Panthera uncia* (Logan y Swenar 2001). En América Central y América del Sur, el puma es, junto con el yaguareté *Panthera onca*, el mayor predador (Laundré y Hernández 2010) y, en América del Norte, comparte su territorio con tres grandes carnívoros, el lobo *Canis lupus*, el oso grizzly *Ursus arctos horribilis* y el oso negro *Ursus americanus* (López-González y Romero 1998).

Al igual que en muchos mamíferos, el tamaño corporal del puma generalmente incrementa con el aumento de la latitud (Kurtén 1973) y se caracteriza por presentar dimorfismo sexual (Logan y Swenar 2001). En América del Norte se ha registrado que los machos pueden pesar mucho más que las hembras (alcanzando hasta un 40% más del peso; Logan y Swenar 2001). El peso promedio de los individuos adultos puede variar entre 53 y 80 kg, para los machos (Logan y Swenar 2001, Link 2005) y entre 35 y 48 kg, para las hembras (Logan y Swenar 2001, Link 2005). Los machos pueden medir hasta 240 cm de largo desde la nariz hasta la punta de la cola, con un altura a la cruz que puede variar entre 56 y 78 cm, mientras que las hembras alcanzan hasta 201 cm de longitud y un altura a la cruz entre 54 y 76 cm (Logan y Swenar 2001, Link 2005).

Estudios recientes señalan que esta especie no es completamente solitaria sino que las asociaciones entre machos y hembras ocurren dentro y fuera de las épocas de apareamiento (Elbroch et al. 2015, 2017), la cual puede durar hasta 16 días (Logan y Swenar 2010). Las hembras pueden tener comportamiento poliándrico, reproduciéndose con más de un macho (Allen et al. 2015). El período de gestación se extiende entre 13 y 14 semanas (Muñoz-Pedrerros y Yáñez-Valenzuela 2009) y las camadas, generalmente, varían de 1 a 3 cachorros (Logan y Swenar 2010). Las crías suelen quedar con la madre hasta los dos años, tiempo tras el cual se separan y establecen sus propios territorios (Nowell y Jackson 1996).

2.2. Ecología espacial

2.2.1. Área de acción

Estudiar, caracterizar y cuantificar el área en la cual un individuo de una especie realiza sus actividades es importante para su conservación. La determinación de esta área es el producto de decisiones, por parte de un individuo de una especie, condicionadas por la selección natural y que tienden a aumentar la aptitud (*fitness*) a través de la contribución de recursos espacialmente distribuidos (Powell y Mitchell 2012). El área de acción (o *home range*) se define como un área en la cual un individuo vive y la cual provee recursos vitales, tales como comida, individuos con los cuales aparearse, refugio para esconderse o realizar cuidados parentales (Burt 1943). Dicha

superficie puede ser afectada por factores intrínsecos a la especie. En el caso del puma, el sexo de los individuos posee un impacto considerable sobre el solapamiento de las áreas de acción y sus tamaños (Grigione et al. 2002, Logan y Sweanor 2010). Los machos de esta especie se caracterizan por superponer sólo por períodos de tiempo cortos sus áreas de acción (Elbroch y Wittmer 2012). Si bien algunas hembras pueden quedar próximas a los territorios de las madres, más del 50% de los pumas que desarrollan independencia se alejan de las inmediaciones de sus áreas de acción natales (Quigley y Hornocker 2010). Los machos pueden solapar sus territorios con los de diferentes hembras y los tamaños de los mismos, en el norte del continente, pueden variar entre 150 y 700 km² (Logan y Sweanor 2010). Además, se ha observado, siempre en esta región, que las superficies de las áreas de acción de los machos puede ser de 1,5 hasta 3 veces el tamaño que en las hembras (Logan y Sweanor 2010). El tamaño de las áreas de acción de éstas últimas, en América del Norte, puede variar entre 55 km² y 300 km² (Logan y Sweanor 2010). En América del Sur, escasos estudios han estimado el tamaño de las áreas de acción, encontrándose variaciones entre 24 y 211 km² (Franklin et al. 1999, Chile; Mazzolli 2000, Brasil; Scognamillo et al. 2003, Venezuela; Elbroch y Wittmer 2012, Chile). El tamaño del área de acción de esta especie no sólo es influenciado por sus características biológicas, sino que también se ve afectado por las interacciones sociales, el comportamiento reproductivo, la estructura del hábitat (Jetz et al. 2004, Laundré y Loxterman 2007), el tipo de presas disponibles y sus abundancias, así como por los factores antrópicos (Logan y Sweanor 2001, Grigione et al. 2002).

2.2.2. *Dispersión*

Otro aspecto importante en la dinámica de poblaciones es la dispersión de los individuos. La dispersión es un movimiento que puede realizar un individuo desde su área natal hacia otra área para reproducirse (Howard 1960, Greenwood y Harvey 1982). En las poblaciones de pumas, este movimiento generalmente ocurre entre los 10 y 33 meses, y los individuos de esta especie son capaces de dispersar grandes distancias (Logan et al. 1996, Logan y Sweanor 2001, Morrison et al. 2015). En concordancia con otras especies de mamíferos poligínicos, los machos juveniles son los que principalmente dispersan (Anderson et al. 1992, Sweanor et al. 2000) y seleccionan los territorios según las oportunidades de apareamiento, mientras que las hembras lo eligen según la disponibilidad de presas y recursos (Stoner et al. 2013).

2.3. *Patrón de predación*

El estudio de los patrones de predación contribuye a entender los impactos de esta interacción sobre el comportamiento y la dinámica poblacional del predador y su presa y sobre otros componentes del ecosistema (Pierce et al. 2000, Beyer et al. 2007, Ford et al. 2014).

La intensidad de la predación suele variar espacialmente dependiendo de factores como la disponibilidad de refugios para la presa y el predador y la abundancia de presas alternativas, entre

otros (Kolowski y Holekamp 2006, Ford et al. 2014, Bolgeri y Novaro 2015). La estructura del hábitat es particularmente importante para poder preda. Para esta especie, ambientes que proveen suficiente visibilidad para observar su presa pero, al mismo tiempo, permanecer oculto, son ideales ya que el predador puede acercarse a una determinada distancia sin ser detectado (Laundré y Hernández 2010). Ambientes muy cerrados dificultarían su estrategia de caza, dado que reducen la visibilidad de las presas y que no le permiten ser completamente silencioso en su acecho (Katnik 2002). Principalmente, al puma se lo encuentra en ambientes dominados por una abundante cobertura de vegetación y una topografía irregular, y en asociación con esto, se caracteriza por ser una especie veloz y ágil, pero no resulta apto para mantener, por un largo tiempo y distancia, una persecución de la presa (Murphy y Ruth 2010). Esta especie posee una reducida capacidad pulmonar, la cual limita su habilidad de realizar persecuciones por largas distancias de presas veloces o de escapar de otros predadores con mayor resistencia (como por ejemplo los lobos; Murphy y Ruth 2010). Las extremidades traseras son más largas en relación a las delanteras, indicando una posible adaptación para saltar en suelos irregulares (Gonyea y Ashworth 1975). Por necesidad, los pumas están adaptados a estrategias de caza en las cuales sujetan y controlan presas de gran tamaño, utilizando músculos bien desarrollados de los miembros anteriores y de los hombros (Gonyea 1976, Taylor 1989, Murphy y Ruth 2010).

Generalmente, el puma una vez que mató su presa, tiende a arrastrarla hacia un áreas con una mayor cobertura, para alimentarse más tranquilo y poder cubrirla con la vegetación disponible (Hayward et al. 2006, Murphy y Ruth 2010). Un estudio ha registrado una distancia de arrastre de hasta 200 m del sitio de ataque (Laundré y Hernández 2003). Este comportamiento es típico de felinos solitarios (Vasconcelos 1978, Sunquist 1981) y tiene el objetivo de conservar su alimento y protegerlo de otros predadores carroñeros, incluyendo co-específicos (Sunquist y Sunquist 1989) y de esta forma permitir un consumo mayor de la presa. Si bien se verifique dicho comportamiento, estudios recientes han señalado que algunos individuos, en particular hembras, llegan a compartir su alimento con otros co-específicos (Elbroch et al. 2017).

2.4. Uso y selección de hábitat

El concepto general de hábitat hace referencia al lugar en donde se encuentran disponibles los recursos y condiciones que garantizan la existencia de una determinada especie (Garshelis 2000, Montenegro y Acosta 2008). Las variaciones temporales y espaciales de estas condiciones, producen así una presión selectiva (Johnson 2007). Para simplificar el estudio de esta conducta, el hábitat es, frecuentemente, definido por categorías relacionadas a los requerimientos biológicos de la especie (Ball et al. 2005, Elbroch y Wittmer 2012, Zeller et al. 2014). El uso de hábitat implica el uso por parte de una especie de los recursos físicos y biológicos en un determinado ambiente (Krausman 1999, McClary 2014.). Por otra parte, la selección del hábitat es un proceso jerárquico que involucra una serie de comportamientos innatos y adquiridos por la especie sobre

qué hábitat utilizar en diferentes escalas ambientales y que implica una utilización de un ambiente en mayor proporción de su disponibilidad (Hutto 1985). Como consecuencia, la selección del hábitat es un proceso activo de comportamientos de un individuo, en el cual este mismo busca características dentro de un ambiente, las cuales están directa o indirectamente asociadas con los recursos que necesitaría para reproducirse y sobrevivir (Krausman 1999). Entonces, con el fin de analizar cómo las especies utilizan y seleccionan su hábitat, se pueden emplear variables como el tipo o el nivel de cobertura de vegetación (Hawkins y Pausas 2004), los límites fisiológicos, las limitaciones ecológicas (por ejemplo la predación) o los recursos tróficos (Revilla et al. 2000).

Los estudios que evalúan y cuantifican la selección de hábitat son necesarios para comprender mejor el impacto que tiene su alteración, por ejemplo por la fragmentación de hábitat, la construcción de caminos y otras infraestructuras humanas (Dickson y Beier 2002), sobre el comportamiento del animal (Boyce y McDonald 1999) y para desarrollar medidas de conservación más adecuadas y mejor orientadas (Pulliam y Dunning 1997).

La distribución y presencia de *P. concolor* puede estar afectada por diversas variables. Además de los factores antrópicos (actividades agrícola-ganaderas, presencia de caminos, centros habitados, entre otros), variables como la cobertura vegetal, la pendiente, la altitud y la presencia de cuerpos de agua, pueden afectar no sólo la presencia de este felino sino también aquella de sus presas (Monroy-Vilchis et al. 2009, Tiefenbacher y Teinert reporte no publicado).

2.5. Patrón de actividad

El patrón de actividad de un animal se define por la fase del día cuando éste resulta ser más activo (Harmsen et al. 2011). De esta forma, una especie se considera nocturna (*versus* diurna) cuando efectúa actividades (alimentarse, explorar o defenderse) principalmente durante la noche (Servin et al. 1991). Varios factores, tanto abióticos como bióticos, pueden tener una influencia sobre los patrones de actividad de los animales y así determinar el período óptimo diario, o estacional, de actividad (Patterson et al. 1999, Lucherini et al. 2009). Entre las variables que afectan la actividad de los carnívoros se encuentran la masa corporal y el comportamiento del animal, así como también la presencia de presas y predadores presentes, la competencia inter e intra-específica y la presencia humana (Van Dyke et al. 1986, Lucherini et al. 2009, Paviolo et al. 2009, Lynam et al. 2013, Athreya et al. 2014).

El puma es descrito como un animal principalmente nocturno y crepuscular (Sweaner et al. 2008, Paviolo et al. 2009, Foster et al. 2013). Existen escasos estudios que relacionan el patrón de actividad de este felino y los factores que podrían afectarlo; principalmente la actividad del puma estaría afectada por la presencia humana (Sweaner et al. 2008, Paviolo et al. 2009) y por el patrón de actividad de sus presas (Foster et al. 2013).

2.6. Densidades

La abundancia de presas es considerada el factor determinante para la densidad poblacional de los carnívoros como el puma (Karanth et al. 2004). Existen pocos estudios sobre la densidad de esta especie, pero se ha observado, en el caso de algunas áreas de Bolivia, Argentina y Belice que los valores pueden oscilar entre 0,67 y 6,80 individuos/100 km² (Kelly et al. 2008), mientras que en Nuevo México, EEUU, se estimó una densidad máxima de 2 individuos/100 km² (Logan et al. 1996). Un estudio realizado en La Pampa, Argentina, comparó la densidad de puma en un área protegida respecto a un área con una fuerte presión antrópica (presencia de actividades agrícolaganaderas y caza); en esta última, los valores de densidad fueron mucho menores (0,52-1,98 individuos/100 km²) respecto al área protegida (4,89-9,32 individuos/100 km²; Zanón Martínez et al. 2016).

2.7. Dieta

Los felinos típicamente son cazadores solitarios y, entre las familias de carnívoros, son los más especializados en preñar de manera solitaria (Ewer 1973, Kleiman y Eisenberg 1973). Estas especies se alimentan muy poco de vegetales, y preñan principalmente mamíferos, caracterizándose por una dieta menos diversa que otros miembros de la familia de los carnívoros (Kruuk 1986). Generalmente, los felinos solitarios cazan presas que poseen un tamaño corporal similar al de ellos mismos (Kruuk 1986), aun cuando se ha registrado que los pumas pueden atacar presas cinco veces más grande que su tamaño (Ross y Jalkotzy 1992), un evento que requiere una considerable fuerza y estructura muscular (Murphy y Ruth 2010). Estudios realizados demuestran que este felino preñe presas que pesen entre 70 y 165 kg, es decir que representen más del 45% de su propio peso (Carbone et al. 1999). En América del Norte, varios estudios encontraron que la ocurrencia de ungulados silvestres en las heces de puma supera el 50%, mientras que en América del Sur y América Central la ocurrencia de ungulados nativos no alcanza el 50% (Murphy y Ruth 2010). Estas diferencias pueden ser dadas por una mayor abundancia de taxones de pequeño y mediano tamaño en los trópicos que en regiones templadas (Fischer 1960, Darlington 1975). De todas formas, esta especie es adaptable y es un preñador oportunista (Logan y Sweanor 2001) y al tener un amplio rango de distribución se alimenta de una gran variedad de especies terrestres o semi-terrestres, incluidos mamíferos, aves y reptiles (McClinton et al. 2000). Ocasionalmente los pumas pueden ser también carroñeros y/o ingerir, intencionalmente o no, vegetación asociada a una carcasa de la cual se están alimentando (Ackerman et al. 1984, Bauer et al. 2005, Logan y Sweanor 2010).

3. Conflicto humano-félido

Como ha sido mencionado anteriormente, el aumento y la expansión espacial de la población humana y la pérdida de hábitat potencian la proximidad entre la fauna silvestre y los humanos

(Inskip y Zimmermann 2009). En este contexto puede desarrollarse el conflicto humano-fauna silvestre, el cual se genera cuando una especie provoca un daño a una persona o a un recurso económico y el hombre responde a esta amenaza cazando la especie "conflictiva" (Inskip y Zimmermann 2009). Este tipo de problemática suele incluir daños a cultivos o a diferentes especies de ganado. Los carnívoros y en especial forma los grandes felinos, son particularmente sensibles a los conflictos con los humanos debido a sus características biológicas enumeradas anteriormente (Linnell et al. 2001, Crooks et al. 2011) y a que pueden provocar pérdidas económicas en ambientes rurales productivos (Treves y Karanth 2003, Khorozyan et al. 2015).

La predación de animales domésticos puede estar también relacionada con la disponibilidad de presas silvestres de una región; de hecho, cuando las poblaciones de ungulados silvestres de medio y gran tamaño disminuyen o escasean, puede verificarse un aumento de la predación de ganado por parte de los felinos (Polisar et al. 2003, de Azevedo y Murray 2007, Kabir et al. 2014). Más aún, se ha postulado que el nivel de predación de especies domésticas por grandes felinos puede ser determinada por la biomasa de presas silvestres presentes en un área; cuando la biomasa de presas silvestres disminuye por debajo de un umbral mínimo, la tasa de predación de animales domésticos aumentaría (Khorozyan et al. 2015).

Otras variables que suelen influir sobre los ataques a presas domésticas por parte de los grandes felinos pueden ser la proximidad a zonas con una mayor cobertura forestal (Mazzolli et al. 2002, de Azevedo y Murray 2007, Palmeira et al. 2008), el tipo de vegetación (Rosas-Rosas et al. 2010), la altitud (Liu et al. 2006), la topografía (Michalski et al. 2006, Kissling et al. 2009), la distancia a áreas protegidas, establecimientos humanos, rutas y fuentes de agua (Liu et al. 2006, Rosas-Rosas et al. 2010).

3.1. El conflicto humano-puma

Desde la colonización del continente americano, el puma ha sido intensamente perseguido a lo largo de toda su distribución (Laundré y Hernández 2010), aun cuando la piel de esta especie no posee el mismo valor comercial que aquella del jaguar. En el caso del puma, la caza por parte del hombre se relaciona principalmente a que este carnívoro está en conflicto con la ganadería en todas las Américas, desde Canadá hasta el sur de la Patagonia (Franklin et al. 1999, Polisar et al. 2003, Scognamiglio et al. 2003, Thornton y Quinn 2009, Zarco-González et al. 2013).

Estudios sobre las pérdidas de ganado causadas por el puma han observado que esta especie ataca bovinos (principalmente terneros; Conforti y de Azevedo 2003, Polisar et al. 2003), ovinos (adultos y cría; Mazzolli et al. 2002, Elbroch y Wittmer 2013) y caprinos (adultos y crías; Mazzolli et al. 2002). Se han registrado también predaciones en porcinos y equinos, pero han sido menores. Analizando un conjunto de estudios de dieta (n=21) de América Central y del Sur se ha podido calcular que sólo en el 38,1% (n=8) de las áreas se encontraron restos de especies

domésticas en las heces, y que en promedio, el porcentaje de ocurrencia de estas especies no superó el 10% (Laundré y Hernández 2010).

Mientras que la predación de especies domésticas por parte del puma suele ser afectada por variables ambientales y de manejo del ganado, las percepciones y las reacciones adversas de los productores pueden depender del individuo, y de varios factores sociales, familiares y culturales, como por ejemplo el valor económico y cultural del ganado predado (Suryawanshi et al. 2013). El conflicto que se genera favorece reacciones adversas para la especie por parte de los productores rurales (Figura 3; Laundré y Hernández 2010). Pocos estudios han cuantificado cuántos pumas son cazados en relación a la predación de ganado. En Brasil, en un área de 34.200 km², durante el año 2003-2004, se mataron, aproximadamente, 110-150 individuos de pumas y jaguares debido a la predación de especies domésticas por ambas especies (Michalski et al. 2006). En un estudio realizado en el partido de Patagones, en el sur de la provincia de Buenos Aires, se estimó que se cazaron, en los 29 establecimientos ganaderos monitoreados, 27 individuos de pumas durante un año de muestreo (2009-2010; De Lucca 2011).



Figura 3. Cachorros de puma cazados como consecuencia de una predación sobre ovinos por parte de puma en un campo en el sur de la provincia de Buenos Aires (julio 2014).

Aportar información sobre la ecología del puma en ambientes antropizados, el efecto de los factores antrópicos sobre la misma y el conflicto entre este felino y el hombre puede ser fundamental para la correcta planificación de acciones de conservación, no solo de esta especie clave, sino también de los ambientes que habita. Este podría ser el caso del Sudoeste de la provincia de Buenos Aires, en donde las modificaciones ambientales están causando crecientes conflictos entre el puma y las actividades humanas (ver sección 4 de éste Capítulo).

Es por esto que se proponen dos objetivos generales a completar en esta tesis:

- 1- Evaluar los conflictos con los humanos, mediante una revisión global del conflicto humano-puma y caracterizar esta problemática en el Espinal bonaerense.
- 2- Describir el uso del hábitat y el patrón de actividad del puma en el SO bonaerense, explorando el efecto de los factores antrópicos.

4. Área de estudio

Este trabajo se realizó en campos privados de los partidos de Villarino y Patagones, provincia de Buenos Aires, pertenecientes a la parte más austral de la ecoregión Espinal (Figura 4). Esta ecoregión, con una superficie de 244.000 km², forma un arco de transición entre la Pampa, hacia el este, el Chaco seco al noroeste y el Monte al sudoeste (Arturi 2005). El Espinal se caracteriza por praderas naturales y una vegetación xerófila arbustiva, dominadas por especies del género *Prosopis*, sabanas con arbustos o bosques bajos y secos, que varían según la zona y la tasa de precipitación (Brown et al. 2005). La temperatura anual promedio es de 15°C (Menéndez y La Rocca 2007); la precipitación total anual se sitúa entre 200 y 700 mm y, durante la época seca, se presenta un importante déficit hídrico (Brown et al. 2005, Menéndez y La Rocca 2007). En el sudoeste de la provincia de Buenos Aires se presenta el distrito fitogeográfico del Caldén. El Caldén se caracteriza principalmente por la presencia de *Prosopis caldenia* y sus suelos forman relieves suaves y de baja altitud, con buena aptitud agrícola y/o ganadera.

Entre las 18 ecoregiones que constituyen Argentina, el Espinal es una de las que han sido mayormente afectadas por diversas transformaciones del paisaje (Arturi 2005). Actualmente sólo el 0,57% del territorio de esta ecoregión se encuentra protegido (superficie total áreas protegidas: 1690 km²; Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable 2010) y aproximadamente el 40% de este territorio se ha convertido en tierras agrícolas o zonas urbanas (Arturi 2005, Brown et al. 2005). El impacto más fuerte sufrido por esta región fue aquel del desmonte, con el cual se perdieron grandes extensiones de bosque nativo (Brown et al. 2005). Como consecuencia, los bosques y pastizales originales forman mosaicos heterogéneos e intrincados en una matriz donde predominan las tierras agrícolas (Fernández y Busso 1999, Matteucci 2012). Además, el pastoreo excesivo ha causado una degradación generalizada del suelo y de la vegetación (Distel 2016).

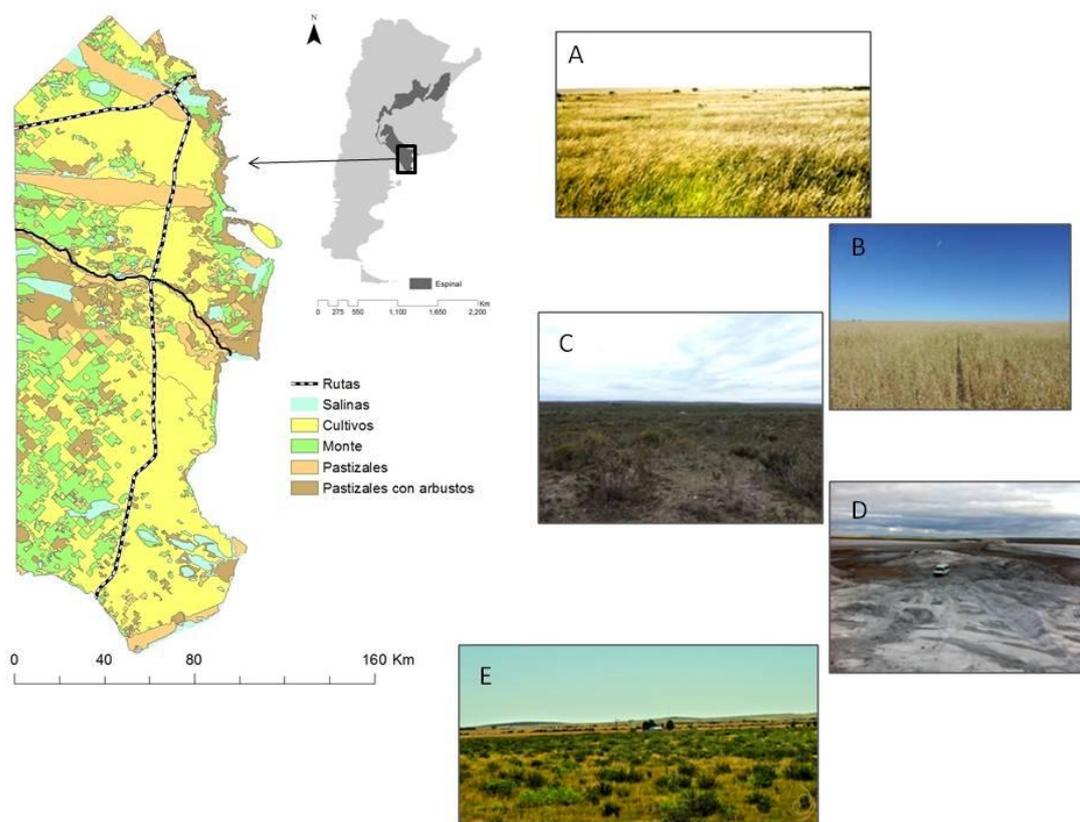


Figura 4. Mapa que muestra la localización de la ecorregión Espinal en Argentina y mediante el recuadro negro, la ubicación del área de estudio (partidos de Villarino y Patagones de la provincia de Buenos Aires). El mapa a la izquierda muestra la cobertura del suelo y las principales rutas del área de estudio, y la línea negra separa los partidos, al norte Villarino y al sur Patagones. A la derecha se presentan fotografías de los principales ambientes que caracterizan el área: A, pastizal; B, cultivo; C, monte; D, salina, E, pastizal con arbustos.

El área ocupada por los dos partidos en los cuales se trabajó es de 23.630 km². Biogeográficamente, Villarino se caracteriza por presentar una vegetación arbustiva y espinosa xerófila más cerrada que Patagones, donde la vegetación dominante es la estepa arbustiva. Además, Villarino también tiene una mayor proporción de bosques más altos de *Prosopis caldenia*. En ambos partidos se desarrollan actividades agrícolas (principalmente ajo, cebolla, sorgo y trigo) y ganaderas (cría y engorde de ganado bovino y ovino). Villarino se caracteriza por poseer un mayor número de propiedades pequeñas que Patagones y, en promedio, las propiedades de Villarino poseen una mayor cantidad de ganado vacuno que las propiedades en Patagones, partido en el cual se concentra mayormente la producción de ganado ovino (Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA) 2015; Tabla 1).

Tabla 1. Características principales de las actividades ganaderas en los partidos bonaerenses de Villarino y Patagones (Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA) 2015).

	Villarino	Patagones
Superficie partido (km²)	10051	13579
Número de propiedades	882	627
Tamaño promedio de propiedades (km²)	11,4	21,7
Número de cabezas de ovinos	46683	248261
Número de ovinos/km²	4,6	18,3
Número de ovinos/propiedad	52,9	396
Número de cabezas de bovinos	355663	255711
Número de bovinos/km²	35,4	18,8
Número de bovinos/propiedad	403,2	407,8

El área de estudio ha sido caracterizada principalmente por cinco coberturas de suelo, utilizando como base un mapa vectorial de la región proporcionado por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA Estación Experimental Agropecuaria H. Ascasubi): cultivo, pastizal, pastizales con arbustos, monte y salinas (Figura 4). El cultivo se define como un área donde se practica la agricultura u ocupada por campos en barbecho y también puede incluir ciclos de cría y engorde de ganado vacuno y ovino. El pastizal se caracteriza por hierbas o pastos que forman praderas naturales o pasturas con algún rastro de caldenales y la principal actividad humana es la ganadería extensiva. El monte, que incluye las categorías “monte abierto” y “monte cerrado”, se caracteriza principalmente por especies leñosas y las principales actividades antrópicas desarrolladas son la cría y engorde de ganado vacuno y, en menor medida, la tala de árboles (“desmonte”). El pastizal con arbustos, o matorral, se caracteriza por vegetación dominada por arbustos y matas y, generalmente, en esta área de estudio, deriva de sucesión secundaria del desmonte. También, en dicho ambiente, la actividad más desarrollada es la cría y engorde de ganado vacuno. La salina se caracteriza por ser una depresión que se mantiene con agua o humedad a través de la presencia de manantiales de agua salada y puede ser utilizada por los humanos para la extracción de la sal.

El área de estudio está habitada por una comunidad de vertebrados diversos, incluyendo varios carnívoros y herbívoros (Barquez et al. 2006). La comunidad de carnívoros del Espinal del Sudoeste de la provincia de Buenos Aires está conformada por cuatro especies de felinos (el puma, el gato montés *Leopardus geoffroyi*, el gato de los pajonales *Leopardus colocolo* y el yaguarundí *Puma yagouaroundi*), un cánido de mediano tamaño (zorrito pampeano *Lycalopex gymnocercus*) y dos especies de carnívoros pequeños, el zorrino *Conepatus chinga* y el hurón menor *Galictis cuja* (Figura 5; Canevari y Vaccaro 2007). En cuanto a la comunidad de herbívoros, se presentan: el guanaco *Lama guanicoe*, el ñandú *Rhea americana*, la mara *Dolichotis patagonum*, la liebre europea *Lepus europaeus* (especie introducida), la vizcacha *Lagostomus maximus*, diversas especies de perdices (la martineta común *Eudromia elegans*, inanbú común

Nothura maculosa, pálido *Nothura darwini* y montaraz *Nothoprocta cinerascens*) y diversas especies de micro-mamíferos (Figura 6; Canevari y Vaccaro 2007). Entre las especies omnívoras se destacan el jabalí *Sus scrofa* (especie introducida) y cinco especies de armadillos (mulita *Dasyus hybridus*, peludo *Chaetophractus villosus*, piche llorón *C. vellerosus*, pichi ciego menor *Chlamyphorus truncatus* y pichi *Zaedyus pichiy* (Figura 6; Canevari y Vaccaro 2007).

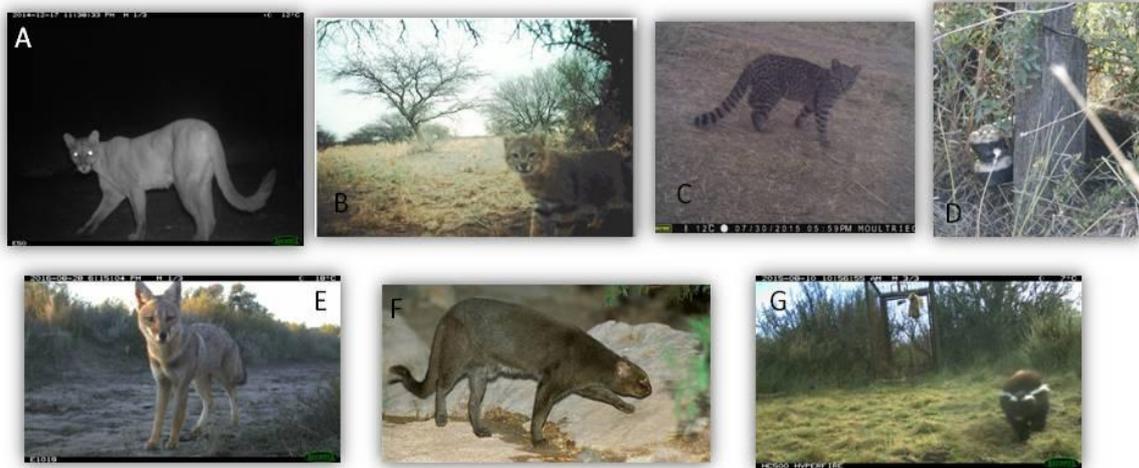


Figura 5. Comunidad de carnívoros del sur del Espinal. A, puma; B, Gato de los pajonales; C, gato montés; D, hurón menor; E, zorro pampeano; F, jaguarundi; G, zorrino. La fotografía A, B, C, D, E y G fueron obtenidas a través del trapeo fotográfico y avistajes directos durante las campañas. La fotografía F pertenece a la plataforma ARKive.

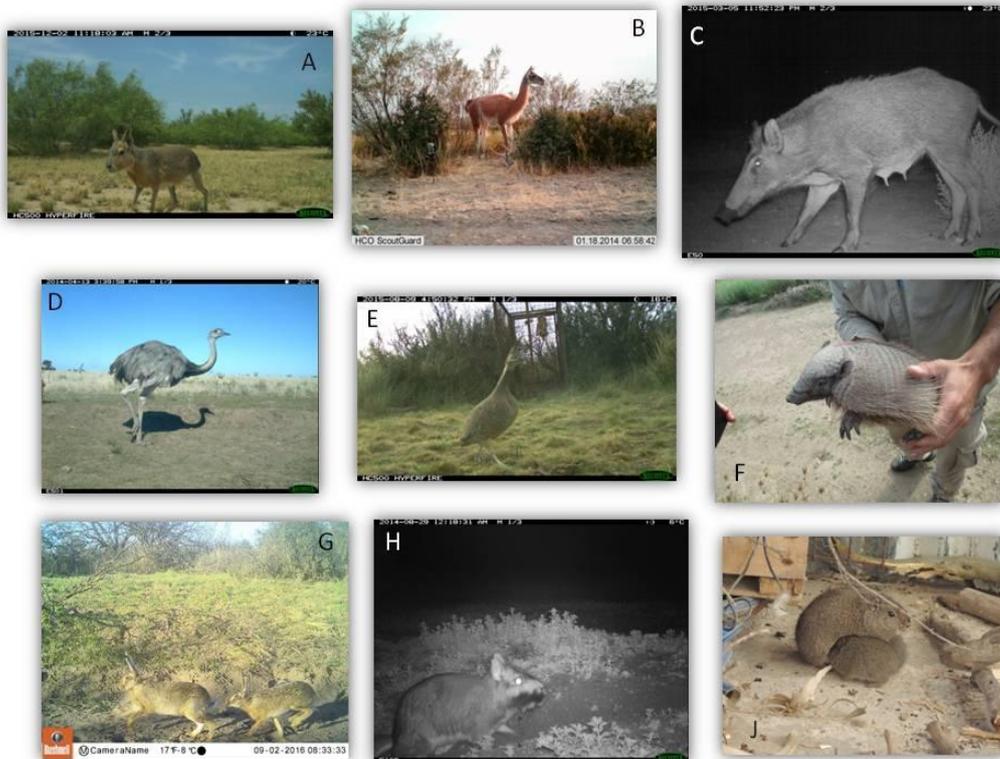


Figura 6. Comunidad de herbívoros y omnívoros del sur del Espinal. A, mara; B, guanaco; C, jabalí; D, ñandú; E, una especie de perdiz, martineta; F, una especie de armadillo, un peludo; G, liebre; H, vizcacha; J, una especie de micro-mamífero, un cuis *Microcavia australis*. Todas las fotografías fueron obtenidas a través del trapeo fotográfico y avistajes directos durante las campañas.

5. Bibliografía

- Ackerman, B. B., Lindzey, F. G., y Hemker, T. P. (1984). Cougar food habits in southern Utah. *Journal of Wildlife Management*, 48(1), 147-155.
- Allen, M. L., Wittmer, H. U., Houghtaling, P., Smith, J., Elbroch, L. M., y Wilmers, C. C. (2015). The role of scent marking in mate selection by female pumas (*Puma concolor*). *PloS One*, 10(10), e0139087.
- Anderson, A. E., Bowden, D. C., y Kattner, D. C. (1992). The puma on Uncompahgre plateau, Colorado (116 pp.). Colorado Division of Wildlife, Colorado, EEUU.
- Aprile, G., Cuyckens, E., De Angelo, C., Di Bitetti, M., Lucherini, M., Muzzachiodi, N., Palacios, R., Paviolo, A., Quiroga, V., y Soler, L. (2012). Familia Felidae (pp. 92-101). En: Libro Rojo de los Mamíferos Amenazados de la Argentina (271 pp.). Eds. Ojeda, R. A., Chillo, V., y Diaz Isenrath, G. B. Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos (SAREM), Mendoza, Argentina.
- Arturi, M. (2005). Situación ambiental en la Ecoregión del Espinal (pp. 241-260). En: La situación ambiental argentina 2005 (587 pp.). Eds. Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M., y Corcuera, J. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Athreya, V., Navya, R., Punjabi, G. A., Linnell, J. D., Odden, M., Khetarpal, S., y Karanth, K. U. (2014). Movement and activity pattern of a collared tigress in a human-dominated landscape in central India. *Tropical Conservation Science*, 7(1), 75-86.
- Baker, P. J., Boitani, L., Harris, S., Saunders, G., y White, P. C. L. (2008). Terrestrial carnivores and human food production: impact and management. *Mammal Review*, 38(2-3), 123-166.
- Ball, L. C., Doherty Jr., P. F., y Macdonald, M. W. (2005). An occupancy modeling approach to evaluating a Palm Springs ground squirrel habitat model. *Journal of Wildlife Management*, 69(3), 894-904.
- Barquez, R. M., Díaz, M. M., y Ojeda, R. A. (Eds.) (2006). Mamíferos de Argentina. Sistemática y Distribución (330 pp.). Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos (SAREM), Tucumán, Argentina.
- Bauer, J. W., Logan, K. A., Sweanor, L. L., y Boyce, W. M. (2005). Scavenging behavior in puma. *The Southwestern Naturalist*, 50(4), 466-471.
- Bender, D. J., Contreras, T. A., y Fahrig, L. (1998). Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology*, 79(2), 517-533.
- Best, L. B., Bergin, T. M., y Freemark, K. E. (2001). Influence of landscape composition on bird use of rowcrop fields. *Journal of Wildlife Management*, 65(3) 442-449.
- Beyer, H. L., Merrill, E. H., Varley, N., y Boyce, M. S. (2007). Willow on Yellowstone's northern range: evidence for a trophic cascade? *Ecological Applications*, 17(6), 1563-1571.
- Bolgeri, M. J., y Novaro, A. J. (2015). Variación espacial en la depredación por puma (*Puma concolor*) sobre guanacos (*Lama guanicoe*) en la Payunia, Mendoza, Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 22(2), 255-264.
- Boyce, M. S., y McDonald, L. L. (1999). Relating populations to habitats using resource selection functions. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(7), 268-272.
- Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M., y Corcuera, J. A. (Eds.) (2005). La situación ambiental argentina 2005 (587 pp.). Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Burt, W. H. (1943). Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy*, 24(3), 346-352.

- Cabrera, A., y Yepes, J. (1940). Mamíferos Sudamericanos vida, costumbres y descripción (370 pp.). Historia Natural Ediar, Compañía Argentina de Editores, Buenos Aires, Argentina.
- Canevari, M., y Vaccaro, O. (2007). Guía de mamíferos del sur de América del Sur (413 pp.). LOLA, Buenos Aires, Argentina.
- Carbone, C., Mace, G. M., Roberts, S. C., y Macdonald, D. W. (1999). Energetic constraints on the diet of terrestrial carnivores. *Nature*, 402(6759), 286-288.
- Conforti, V. A., y de Azevedo, F. C. C. (2003). Local perceptions of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in the Iguaçu National Park area, south Brazil. *Biological Conservation*, 111(2), 215-221.
- Crooks, K. R., y Soulé, M. E. (1999). Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 400, 563–566.
- Crooks, K. R., Burdett, C. L., Theobald, D. M., Rondinini, C., y Boitani, L. (2011). Global patterns of fragmentation and connectivity of mammalian carnivore habitat. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 366(1578), 2642-2651.
- Darlington, P. J. (Ed.) (1975). Zoogeography: the geographical distribution of animals (675 pp.). John Wiley and Sons, New York, New York, EEUU.
- De Angelo, C., Paviolo, A., y Di Bitetti, M. (2011). Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Upper Paraná Atlantic Forest. *Diversity and Distributions*, 17(3), 422-436.
- de Azevedo, F. C. C., y Murray, D. L. (2007). Spatial organization and food habits of jaguars (*Panthera onca*) in a floodplain forest. *Biological Conservation*, 137(3), 391-402.
- de la Fuente, E. B., y Suárez, S. A. (2008). Problemas ambientales asociados a la actividad humana: la agricultura. *Ecología Austral*, 18(3), 239-252.
- De Lucca, E. R. (2010). Presencia del puma (*Puma concolor*) y conflicto con el hombre en las Pampas argentinas. *Nótulas Faunísticas*, 48(2), 1-17.
- De Lucca, E. R. (2011). Presencia del Puma (*Puma concolor*) y su conflicto con el hombre en el partido de Patagones, Buenos Aires, Argentina. *Nótulas Faunísticas*, 67(2), 1-13.
- Dickson, B. G., y Beier, P. (2002). Home-range and habitat selection by adult cougars in southern California. *Journal of Wildlife Management*, 66(4), 1235-1245.
- Distel, R. A. (2016). Grazing ecology and the conservation of the Caldenal rangelands, Argentina. *Journal of Arid Environment*, 134, 49-55.
- Elbroch, L. M., y Wittmer, H. U. (2012). Puma spatial ecology in open habitats with aggregate prey. *Mammalian Biology*, 77(5), 377-384.
- Elbroch, L. M., y Wittmer, H. U. (2013). The effects of puma prey selection and specialization on less abundant prey in Patagonia. *Journal of Mammalogy*, 94(2), 259-268.
- Elbroch, L. M., Quigley, H. B., y Caragiulo, A. (2015). Spatial associations in a solitary predator: using genetic tools and GPS technology to assess cougar social organization in the Southern Yellowstone Ecosystem. *Acta Ethologica*, 18(2), 127-136.
- Elbroch, L. M., Levy, M., Lubell, M., Quigley, H., y Caragiulo, A. (2017). Adaptive social strategies in a solitary carnivore. *Science Advances*, 3(10), e1701218.
- Ewer, R. F. (Ed.) (1973). The carnivores (500 pp.). Cornell University Press, New York, New York, EEUU.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487-515.
- FAO (2016). El Estado de los bosques del mundo 2016. Los bosques y la agricultura: desafíos y oportunidades en relación con el uso de la tierra (137 pp.). Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Roma, Italia.

- Fernández, O. A., y Busso, C. A. (1999). Arid and semi-arid rangelands: two thirds of Argentina (30 pp.). Agricultural Research Institute, Reykjavík Iceland, Islandia.
- Fischer, A. G. (1960). Latitudinal variations in organic diversity. *Evolution*, 14(1), 64-81.
- Ford, A. T., Goheen, J. R., Otieno, T. O., Bidner, L., Isbell, L. A., Palmer, T. M., Ward, D., Woodroffe, R., y Pringle, R. M. (2014). Large carnivores make savanna tree communities less thorny. *Science*, 346(6207), 346-349.
- Foster, V. C., Sarmiento, P., Sollmann, R., Tôrres, N., Jácomo, A. T., Negrões, N., Fonseca, C., y Silveira, L. (2013). Jaguar and puma activity patterns and predator-prey interactions in four Brazilian biomes. *Biotropica*, 45(3), 373-379.
- Franklin, W. L., Johnson, W. E., Sarno, R. J., y Iriarte, J. A. (1999). Ecology of the Patagonia puma *Felis concolor patagonica* in southern Chile. *Biological Conservation*, 90(1), 33-40.
- Garshelis, D. L. (2000). Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection, and importance (pp. 111-164). En: Research techniques in animal ecology: controversies and consequences (464 pp.). Eds. Pearl, M. C., Boitani, L., y Fuller, T. K. Columbia University Press, New York, New York, EEUU.
- Gibbs, J. P. (2001). Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. *Biological Conservation*, 100(1), 15-20.
- Gonyea, W., y Ashworth, R. (1975). The form and function of retractile claws in the Felidae and other representative carnivores. *Journal of Morphology*, 145(2), 229-238.
- Gonyea, W. J. (1976). Behavioral implications of saber-toothed felid morphology. *Paleobiology*, 2(4), 332-342.
- Greenwood, P. J., y Harvey, P. H. (1982). The natal and breeding dispersal of birds. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13(1), 1-21.
- Grigione, M. M., Beier, P., Hopkins, R. A., Neal, D., Padley, W. D., Schonewald, C. M., y Johnson, M. L. (2002). Ecological and allometric determinants of home-range size for mountain lions (*Puma concolor*). *Animal Conservation*, 5(4), 317-324.
- Harmsen, B. J., Foster, R. J., Silver, S. C., Ostro, L. E., y Doncaster, C. P. (2011). Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey. *Mammalian Biology*, 76(3), 320-324.
- Hawkins, B. A., y Pausas, J. G. (2004). Does plant richness influence animal richness? The mammals of Catalonia (NE Spain). *Diversity and Distributions*, 10(4), 247-252.
- Hayward, M. W., Henschel, P., O'brien, J., Hofmeyr, M., Balme, G., y Kerley, G. I. H. (2006). Prey preferences of the leopard (*Panthera pardus*). *Journal of Zoology*, 270(2), 298-313.
- Hosonuma, N., Herold, M., De Sy, V., De Fries, R. S., Brockhaus, M., Verchot, L., Angelsen, A., y Romijn, E. (2012). An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters*, 7(4), 044009.
- Howard, W. E. (1960). Innate and environmental dispersal of individual vertebrates. *American Midland Naturalist*, 63(1), 152-161.
- Hunter, L. (Ed.) (2011). Carnivores of the world (240 pp.). Princeton University Press, Princeton, New Jersey, EEUU.
- Hutto, R. L. (1985). Habitat selection by nonbreeding, migratory land (pp. 455-475). En: Habitat selection in birds (558 pp.). Ed. Cody, M. L. Academic Press, Missoula, Montana, EEUU.
- Inskip, C., y Zimmermann, A. (2009). Human-felid conflict: a review of patterns and priorities worldwide. *Oryx*, 43(1), 18-34.

- ISEC (2016). Status and population trends for wild cats. Disponible en: <https://wildcatconservation.org/wild-cats/status-of-wild-cats/>.
- IUCN 2017. Página visitada el 27/03/2017. <http://www.iucnredlist.org/initiatives/mammals/analysis/major-threats>.
- Jetz, W., Carbone, C., Fulford, J., y Brown, J. H. (2004). The scaling of animal space use. *Science*, 306(5694), 266-268.
- Johnson, M. D. (2007). Measuring habitat quality: a review. *Condor*, 109(3), 489-504.
- Kabir, M., Ghoddousi, A., Awan, M. S., y Awan, M. N. (2014). Assessment of human-leopard conflict in Machiara National Park, Azad Jammu and Kashmir, Pakistan. *European Journal of Wildlife Research*, 60(2), 291-296.
- Karanth, K. U., Nichols, J. D., Kumar, N. S., Link, W. A., y Hines, J. E. (2004). Tigers and their prey: predicting carnivore densities from prey abundance. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101(14), 4854-4858.
- Katnik, D. D. (2002). Predation and habitat ecology of mountain lions (*Puma concolor*) in the southern Selkirk Mountains (434 pp.). Tesis de Doctorado, Washington State University, Pullman, EEUU.
- Kelly, M. J., Noss, A. J., Di Bitetti, M. S., Maffei, L., Arispe, R. L., Paviolo, A., De Angelo, C. D., y Di Blanco, Y. E. (2008). Estimating puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *Journal of Mammalogy*, 89(2), 408-418.
- Khorozyan, I., Ghoddousi, A., Soofi, M., y Waltert, M. (2015). Big cats kill more livestock when wild prey reaches a minimum threshold. *Biological Conservation*, 192, 268-275.
- Kissling, D. W., Fernández, N., y Paruelo, J. M. (2009). Spatial risk assessment of livestock exposure to pumas in Patagonia, Argentina. *Ecography*, 32(5), 807-817.
- Kleiman, D. G., y Eisenberg, J. F. (1973). Comparisons of canid and felid social systems from an evolutionary perspective. *Animal Behaviour*, 21(4), 637-659.
- Kolowski, J. M., y Holekamp, K. E. (2006). Spatial, temporal, and physical characteristics of livestock depredations by large carnivores along a Kenyan reserve border. *Biological Conservation*, 128(4), 529-541.
- Krausman, P. R. (1999). Some basic principles of habitat use. *Grazing Behavior of Livestock and Wildlife*, 70, 85-90.
- Kruuk, H. (1986). Interactions between Felidae and their prey species: a review (pp. 353-374). En: *Cats of the world: biology, conservation, and management* (501 pp.). Eds. Miller, S. D., y Everett, D. D. National Wildlife Federation Washington, DC, EEUU.
- Kurtén, B. (1973). Geographic Variation in Size in the Puma (*Felis Concolor*). *Societas Scientiarum Fennica, Commentationes Biologicae*, 63,1-8.
- Lamprecht, J. (1978). Diet, foraging behavior and interspecific food competition of jackals in Serengeti-National-Park, East-Africa. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 43(4), 210-223.
- Laundré, J. W., y Hernández, L. (2003). Winter hunting habitat of pumas *Puma concolor* in northwestern Utah and southern Idaho, US. *Wildlife Biology*, 9(2), 123-129.
- Laundré, J. W., y Loxterman, J. (2007). Impact of edge habitat on summer home range size in female pumas. *The American Midland Naturalist*, 157(1), 221-229.
- Laundré, J. W., y Hernández, L. (2010). What we know about pumas in Latin America (pp. 76-90). En: *Cougar: ecology and conservation* (305 pp.). Eds. Hornocker, M., y Negri, S. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EEUU.
- Link, R. (2005). Cougars (Mountain Lions). *Living with Wildlife*. (5 pp.). Washington Department of Fish and Wildlife. Disponible en: <http://wdfw.wa.gov/living/cougars.html>.

- Linnell, J. D., Swenson, J. E., y Anderson, R. (2001). Predators and people: conservation of large carnivores is possible at high human densities if management policy is favourable. *Animal Conservation Forum* 4(4), 345-349.
- Liu, Y., Zhang, E., Li, Z., y Chen, X. (2006). Amur tiger (*Panthera tigris altaica*) predation on livestock in Hunchun Nature Reserve, Jilin, China. *Acta Theriologica Sinica*, 26(3), 213-220.
- Logan, K. A., Sweanor, L. L., Ruth, T. K., y Hornocker, M. G. (1996). Cougars of the San Andres Mountains, New Mexico (269 pp.). Final report, federal aid in wildlife restoration project W-128-R. New Mexico Department of Game and Fish, Santa Fe, New Mexico, EEUU.
- Logan, K. A., y Sweanor, L. L. (Eds.) (2001). Desert puma: evolutionary ecology and conservation of an enduring carnivore (463 pp.). Island Press, Washington, D.C., EEUU.
- Logan, K. A., y Sweanor, L. L. (2010). Behavior and social organization of a solitary carnivore (pp. 105-117). En: Cougar: ecology and conservation (305 pp.). Eds. Hornocker, M., y Negri, S. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EEUU.
- López-González, C. A., y González Romero, A. (1998). A synthesis of current literature and knowledge about the ecology of the puma (*Puma concolor linnaeus*). *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 75, 171-190.
- Loveridge, A. J., Wang, S. W., Frank, L. G., y Seidensticker, J. (2010). People and wild felids: conservation of cats and management of conflicts (pp. 161-195). En: Biology and conservation of wild felids (784 pp.). Eds. Macdonald, D. W., y Loveridge, A. J. Oxford University Press, Oxford, Reino Unido.
- Lucherini, M., Reppucci, J. I., Walker, R. S., Villalba, M. L., Wurstten, A., Gallardo, G., Iriarte, A., Villalobos, R., y Perovic, P. (2009). Activity pattern segregation of carnivores in the high Andes. *Journal of Mammalogy*, 90(6), 1404-1409.
- Lynam, A. J., Jenks, K. E., Tantipisanuh, N., Chutipong, W., Ngoprasert, D., Gale, G. A., Steinmetz, R., Sukmasuang, R., Bhumpakphan, N., Grassman Jr., L. I., Cutter, P., Kitamura, S., Reed, D. H., Baker, M. C., McShea, W., Songsasen, N., y Leimgruber, P. (2013). Terrestrial activity patterns of wild cats from camera-trapping. *Raffles Bulletin of Zoology*, 61(1), 407-415.
- Matteucci, S. D. (2012). Ecoregión monte de llanuras y mesetas (pp. 309-348.) En: Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos (719 pp.). Eds. Morello, G., Matteucci, S. D., Rodriguez, A. F., y Silva, M. E. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina.
- Mazzolli, M. (2000). A comparison of habitat use by the mountain lion (*Puma concolor*) and kodkod (*Oncifelis guigna*) in the southern Neotropics with implications for the assessment of their vulnerability status (148 pp.). Tesis de Doctorado, Durham University, Durham, Reino Unido.
- Mazzolli, M., Graipel, M. E., y Dunstone, N. (2002). Mountain lion depredation in southern Brazil. *Biological Conservation*, 105(1), 43-51.
- McClary, M. (2014). Habitat selection. Ecologic theory. The Encyclopedia of Earth. Disponible en: https://editors.eol.org/eoearth/wiki/Habitat_selection.
- McClinton, P. L., McClinton, S. M., y Guzman, G. J. (2000). Utilization of fish as a food item by a mountain lion (*Puma concolor*) in the Chihuahuan Desert. *Texas Journal of Science*, 52(3), 261-263.
- Menéndez, J. L., y La Rocca, S. M. (2007). Primer inventario nacional de Bosques Nativos. Segunda etapa: inventario de campo de la región del Espinal, Distritos Caldén y Ñandubay (158 pp.). Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación Argentina, Buenos Aires, Argentina.

- Michalski, F., Boulhosa, R. L. P., Faria, A., y Peres, C. A. (2006). Human–wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: determinants of large felid depredation on livestock. *Animal Conservation*, 9(2), 179-188.
- Monroy-Vilchis, O., Gómez, Y., Janczur, M., y Urios, V. (2009). Food niche of *Puma concolor* in central Mexico. *Wildlife Biology*, 15(1), 97-105.
- Montenegro, J., y Acosta, A. (2008). Programa innovador para evaluar uso y preferencia de hábitat. *Universitas Scientiarum*, 13(2), 208-217.
- Morrison, C. D., Boyce, M. S., y Nielsen, S. E. (2015). Space-use, movement and dispersal of sub-adult cougars in a geographically isolated population. *PeerJ*, 3, e1118.
- Muñoz-Pedrerros, A., y Yáñez Valenzuela, J. (Eds.). (2009). Mamíferos de Chile (565 pp.). CEA ediciones, Valdivia, Chile.
- Murphy, K., y Ruth, T. K. (2010). Diet and prey selection of a perfect predator (pp. 118-137). En: Cougar: ecology and conservation (305 pp.). Eds. Hornocker, M., y Negri, S. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EEUU.
- Nielsen, C., Thompson, D., Kelly, M., y López-González, C. A. (2015). *Puma concolor* distribution. The IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org/details/18868/0>. Descargado en: Diciembre 2016.
- Novaro, A. J., y Walker, R. S. (2005). Human-induced changes in the effect of top carnivores on biodiversity in Patagonia (pp. 268–288). En: Large carnivores and the conservation of biodiversity: does conserving one save the other? (526 pp.). Eds. Ray, J. C., Redford, K. H., Steneck, R., y Berger, J. Island Press, Washington D.C., EEUU.
- Nowell, K., y Jackson, P. (Eds.). (1996). Wild cats: status survey and conservation action plan (382 pp.). IUCN, Gland, Suiza.
- Organización Mundial del Comercio. (2017). Página visitada en agosto 2017: https://www.wto.org/spanish/thewto_s/countries_s/argentina_s.htm.
- Palmeira, F. B., Crawshaw, P. G., Haddad, C. M., Ferraz, K. M. P., y Verdade, L. M. (2008). Cattle depredation by puma (*Puma concolor*) and jaguar (*Panthera onca*) in central-western Brazil. *Biological Conservation*, 141(1), 118-125.
- Parera, A. (2000). Los mamíferos de la Argentina y la región austral de Sudamérica (452 pp.). El Ateneo, Buenos Aires, Argentina.
- Patterson, B. R., Bondrup-Nielsen, S., y Messier, F. (1999). Activity patterns and daily movements of the eastern coyote, *Canis latrans*, in Nova Scotia. *Canadian Field-Naturalist*, 113(2), 251-257.
- Paviolo, A., Di Blanco, Y. E., De Angelo, C. D., y Di Bitetti, M. S. (2009). Protection affects the abundance and activity patterns of pumas in the Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, 90(4), 926-934.
- Pérez Pardo, O. (2005). La desertificación en la República Argentina (pp. 433-435). En: La situación ambiental argentina 2005 (587 pp.). Eds. Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M., y Corcuera, J. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Pierce, B. M., Bleich, V. C., y Bowyer, R. T. (2000). Social organization of mountain lions: does a land-tenure system regulate population size? *Ecology*, 81(6), 1533-1543.
- Polisar, J., Maxit, I., Scognamillo, D., Farrell, L., Sunquist, M. E., y Eisenberg, J. F. (2003). Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation*, 109(2), 297-310.
- Powell, R. A., y Mitchell, M. S. (2012). What is a home range? *Journal of Mammalogy*, 93(4), 948-958.
- Pulliam, H. R., y Dunning, J. B. (1997). Demographic processes: population dynamics on heterogeneous landscapes (pp. 179-205). En: Principles of conservation biology (2d

- edition; 729 pp.). Eds. Meffe, G. K., y Carrol, C. R. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EEUU.
- Quigley, H., y Hornocker, M. (2010). Cougar population dynamics (pp. 59-76). En: Cougar: ecology and conservation (305 pp.). Eds. Hornocker, M., y Negri, S. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EEUU.
 - Revilla, E., Palomares, F., y Delibes, M. (2000). Defining key habitats for low density populations of Eurasian badgers in Mediterranean environments. *Biological Conservation*, 95(3), 269-277.
 - Riley, S. P. D., Sauvajot, R. M., Fuller, T. K., York, E. C., Kamradt, D. A., Bromley, C., y Wayne, R. K. (2003). Effects of urbanization and habitat fragmentation on bobcats and coyotes in southern California. *Conservation Biology*, 17(2), 566–576.
 - Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M. P., Schmitz, O. J., Smith, D. W., Wallach, A. D., y Wirsing, A. J. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343(6167), 1241484.
 - Rosas-Rosas, O. C., Bender, L. C., y Valdez, R. (2010). Habitat correlates of jaguar kill-sites of cattle in northeastern Sonora, Mexico. *Human–Wildlife Interactions*, 4(1), 103-111.
 - Ross, P. I., y Jalkotzy, M. G. (1992). Characteristics of a hunted population of cougars in southwestern Alberta. *Journal of Wildlife Management*, 56(3), 417-426.
 - Sandom, C. J., Williams, J., Burnham, D., Dickman, A. J., Hinks, A. E., Macdonald, E. A., y Macdonald, D. W. (2017). Deconstructed cat communities: quantifying the threat to felids from prey defaunation. *Diversity and Distributions*, 23(6), 667-679.
 - Saunders, D. A., Hobbs, R. J., y Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5(1), 18–32.
 - Scognamillo, D., Maxit, I. E., Sunquist, M., y Polisar, J. (2003). Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. *Journal of Zoology*, 259(3), 269-279.
 - Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. (2010). Cuarto informe nacional: convenio sobre diversidad biológica (113 pp.). Jefatura de Gabinete de Ministros. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación Argentina, Buenos Aires, Argentina.
 - Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA) (2015). <http://www.senasa.gob.ar/>
 - Servin, J., Rau, J. R., y Delibes, M. (1991). Activity pattern of the red fox *Vulpes vulpes* in Doñana, SW Spain. *Acta Theriologica*, 36(3-4), 369-373.
 - Stephens, T. (2014). Study of mountain lion energetics shows the power of the pounce. <https://news.ucsc.edu/2014/10/puma-energetics.html>. News center, University of California Santa Cruz, California, EEUU.
 - Stoner, D. C., Wolfe, M. L., Mecham, C., Mecham, M. B., Durham, S. L., y Choate, D. M. (2013). Dispersal behaviour of a polygynous carnivore: do cougars *Puma concolor* follow source-sink predictions? *Wildlife Biology*, 19(3), 289-301.
 - Sunquist, M. E. (1981). The social organization of tigers (*Panthera tigris tigris*) in Royal Chitawan National Park, Nepal (98 pp.). Tesis de Doctorado, University of Minnesota, Minneapolis, Minnesota, EEUU.
 - Sunquist, M. E., y Sunquist, F. C. (1989). Ecological constraints on predation by large felids (pp. 283-301). En: Carnivore behavior, ecology, and evolution (620 pp.). Ed. Gittleman, J. L. Springer, New York, New York, EEUU.

- Suryawanshi, K. R., Bhatnagar, Y. V., Redpath, S., y Mishra, C. (2013). People, predators and perceptions: patterns of livestock depredation by snow leopards and wolves. *Journal of Applied Ecology*, 50(3), 550-560.
- Sweanor, L. L., Logan, K. A., y Hornocker, M. G. (2000). Cougar dispersal patterns, metapopulation dynamics, and conservation. *Conservation Biology*, 14(3), 798-808.
- Sweanor, L. L., Logan, K. A., Bauer, J. W., Millsap, B., y Boyce, W. M. (2008). Puma and human spatial and temporal use of a popular California State Park. *Journal of Wildlife Management*, 72(5), 1076-1084.
- Taylor, M. E. (1989). Locomotor adaptations by carnivores (pp. 382-409). En: Carnivore behavior, ecology, and evolution (620 pp.). Ed. Gittleman, J. L. Springer, New York, New York, EEUU.
- Thornton, C., y Quinn, M. S. (2009). Coexisting with cougars: public perceptions, attitudes, and awareness of cougars on the urban-rural fringe of Calgary, Alberta, Canada. *Human-Wildlife Conflicts*, 3(2), 282-295.
- Tiefenbacher, J. P., y Teinert, B. P. (Reporte no publicado). Attitudes toward jaguars and pumas in El Cielo Biosphere Reserve, México.
- Treves, A., y Karanth, K. U. (2003). Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conservation Biology*, 17(6), 1491-1499.
- Van Dyke, F. G., Brocke, R. H., y Shaw, H. G. (1986). Use of road track counts as indices of mountain lion presence. *Journal of Wildlife Management*, 50(1), 102-109.
- Vasconcelos, J. (1978). Jaguar predation on capybara. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 43, 296-301.
- Wilcove, D. S., McLellan, C. H., y Dobson, A. P. (1986). Habitat fragmentation in the temperate zone. *Conservation Biology*, 6, 237-256.
- Wilcove, D. S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., y Losos, E. (1998). Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*, 48(8), 607-615.
- Zanón-Martínez, J. I., Kelly, M. J., Mesa-Cruz, J. B., Sarasola, J. H., DeHart, C., y Travaini, A. (2016). Density and activity patterns of pumas in hunted and non-hunted areas in central Argentina. *Wildlife Research*, 43(6), 449-460.
- Zarco-González, M. M., Monroy-Vilchis, O., y Alaníz, J. (2013). Spatial model of livestock predation by jaguar and puma in Mexico: conservation planning. *Biological Conservation*, 159, 80-87.
- Zeller, K. A., McGarigal, K., Beier, P., Cushman, S. A., Vickers, T. W., y Boyce, W. M. (2014). Sensitivity of landscape resistance estimates based on point selection functions to scale and behavioral state: pumas as a case study. *Landscape Ecology*, 29(3), 541-557.



Capítulo II: Revisión de los conflictos puma-ganado en las Américas

1. Introducción

La pérdida de hábitat está forzando cada vez más a la fauna silvestre a vivir cerca de los seres humanos (Inskip y Zimmermann 2009), particularmente en áreas asociadas con la ganadería (Michalski et al. 2006). Este escenario desafortunado favorece el desarrollo de interacciones competitivas y de conflictos entre humanos y grandes carnívoros (Treves y Karanth 2003). Como ha sido expuesto en el Capítulo I de esta tesis, la predación de animales domésticos se ha convertido en la mayor fuente de conflictos entre humanos y grandes felinos (Inskip y Zimmermann 2009).

Actualmente, en las Américas, las poblaciones de grandes felinos se enfrentan a las consecuencias de la fragmentación, la degradación de los ecosistemas naturales y el declive poblacional de las presas, lo que puede conducir a un mayor conflicto con el hombre (Michalski et al. 2006, de Azevedo y Murray 2007, De Angelo et al. 2011). Estudios locales de América Central y del Sur analizaron el impacto de la predación del ganado por los jaguares *Panthera onca* y pumas *Puma concolor* (los únicos dos grandes felinos del continente) y la mayoría de estos encontró percepciones negativas de la población local hacia estas especies, las cuales impulsan la caza preventiva y de represalia (Mazzolli et al. 2002, Rosas-Rosas et al. 2008, Kissling et al. 2009, Borón y Payán 2016, Peters et al. 2016). Por lo tanto, es fundamental caracterizar el conflicto con las comunidades locales, causado por la predación del ganado por grandes felinos, para comprender la dinámica de este fenómeno y diseñar estrategias preventivas y de mitigación. Varios factores sociales pueden afectar y contribuir a los conflictos con felinos silvestres, incluyendo actitudes, percepciones, educación, normas sociales, entre otros (Inskip y Zimmermann 2009). Diversas variables ambientales también pueden influir en la ocurrencia y frecuencia de la predación de felinos, incluyendo el tipo de vegetación, la elevación, la topografía, la densidad del ganado, así como las distancias a los bosques, la presencia de áreas protegidas, los asentamientos humanos, caminos y fuentes de agua (Mazzolli et al. 2002, Woodroffe y Frank 2005, Rosas-Rosas et al. 2008, Palmeira et al. 2008, Kissling et al. 2009, Zarco-González et al. 2013, Borg et al. 2016). Además, en muchos lugares, la inadecuada gestión y manejo del ganado es en parte responsable de altos niveles de predación del mismo (Mishra et al. 2003, Inskip y Zimmermann 2009). Finalmente, existe otro factor importante que afecta la predación del ganado por grandes felinos y es la abundancia de presas silvestres. Se ha observado que grandes felinos, como los leones *Panthera leo*, en Botswana (Africa), “prefieren” cazar presas silvestres en períodos donde la abundancia de ungulados silvestres es elevada, limitando, entonces, su predación de especies domésticas (Hemson 2004); pero hay evidencia que cuando las presas silvestres, especialmente los ungulados medianos y grandes, son escasas, la predación por parte de grandes felinos, sobre el ganado, aumenta (Polisar et al. 2003, Khorozyan et al. 2015).

Como se describió en el Capítulo I, el puma se caracteriza por su extensa distribución geográfica y amplitud de nicho ecológico, las cuales están asociadas a un alto grado de

plasticidad en el uso de diferentes hábitats y presas (Anderson 1983, Weaver et al. 1996). Como consecuencia, este carnívoro es el felino de gran porte más extendido en el continente americano y el principal predador de la mayoría de sus ecosistemas actuales. A diferencia de otras especies de la familia Felidae, los pumas se caracterizan por la capacidad de utilizar paisajes con perturbación antrópica (Zanin et al. 2015). Esto significa que es probable que esta especie desarrolle conflicto con los humanos y como resultado se vea afectada por la consecuente persecución y caza. Varios estudios han investigado la ecología del puma en América del Norte (Hornocker y Negri 2010, Dickson et al. 2013), mientras que en América Central y del Sur el conocimiento de su ecología es todavía limitado (por ejemplo, Franklin et al. 1999, Elbroch y Wittmer 2012). Sin embargo, existe un número relativamente grande de publicaciones sobre la predación del ganado por parte del puma, que se extiende en la mayor parte del continente americano (Tabla 1), lo cual sugiere que una mejor comprensión de la dinámica puma-presa en relación a las variables ambientales y antrópicas es esencial para la conservación de este félido (Ruth y Murhpy 2010a). El puma es un predador adaptable y oportunista (Logan y Sweanor 2001) y sus hábitos alimenticios varían en gran medida con la latitud. Cerca del límite de distribución norte, los pumas suelen preda mamíferos grandes, mientras que en el resto de su distribución son más frecuentes los mamíferos medianos y pequeños (Monroy-Vilchis et al. 2009, Ruth y Murphy 2010a). También, el solapamiento de distribución con otros grandes carnívoros, como los jaguares o lobos *Canis lupus*, puede influir tanto en los hábitos alimenticios del puma, como en su uso del espacio (Scognamillo et al. 2003, Kortello et al. 2007). Por lo tanto, la presencia de otros grandes predadores, junto con la disponibilidad de presas, puede favorecer el fenómeno conocido como prey switching (transposición de presas) por los pumas y, así, aumentar la predación de presas alternativas, como lo son las especies ganaderas (Ruth y Murphy 2010a). Restos de ganado fueron encontrados en heces de puma en el 38% de los estudios comprendidos entre México y Brasil (n=21; Laundré y Hernandez 2010). Los porcentajes de animales domésticos en las heces, por lo general, totalizaron menos del 10%, pero en partes de América del Sur y en el estado de Arizona, se documentaron proporciones mayores (Laundré y Hernandez 2010, Murphy y Ruth 2010). Sin embargo, se ha criticado el uso de análisis de las heces para evaluar la predación del ganado por parte del puma, debido a que la presencia de especies domésticas en las mismas no está necesariamente asociada a su predación, y proporciona poca información sobre las tasas de predación y las pérdidas económicas que pueden provocar (Laundré y Hernández 2010). A pesar de las limitadas evidencias que apoyan la importancia de las pérdidas económicas debidas a la predación del ganado, los pumas, como ya ha sido mencionado en el Capítulo I, están comúnmente sujetos a persecución humana (Laundré y Hernández 2010), principalmente debido a la predación (Yáñez et al. 1986, Iriarte et al. 1990, Cunningham 1995, Mazzolli et al. 2002, Conforti y de Azevedo 2003, Polisar et al. 2003).

A pesar de que los conflictos entre humanos y pumas parecen estar muy extendidos y potencialmente amenazan la conservación de esta especie, tanto en ecosistemas naturales como modificados por el humano, no existe una revisión global sobre esta temática. Con base en estas premisas, se completó una revisión exhaustiva de la información sobre el conflicto puma-ganado en todo el continente americano. Más específicamente se propuso como objetivos:

- 1- Cuantificar la importancia del ganado en la dieta del felino a lo largo del rango de su distribución.
- 2- Describir las variables ambientales y antrópicas que caracterizan las zonas con conflicto para identificar los principales factores que favorecen la presencia de predación del ganado.
- 3- Explorar los métodos propuestos y aplicados para mitigar los conflictos entre el puma y los productores ganaderos.

Las predicciones realizadas se encuentran en la Tabla 2 de éste mismo Capítulo.

2. Materiales y métodos

2.1. Búsqueda de la información y organización de los datos

Se realizó una búsqueda sistemática en Internet y posterior revisión de las publicaciones (o artículos) científicas, en inglés y en español, sobre el conflicto puma-ganado en el continente americano. En la búsqueda bibliográfica, se utilizaron, en inglés y español, varios nombres comunes para *P. concolor* (*puma*, *león de montaña*, *cougar*, *mountain lion*, *panther*), junto con *predación/predation*, *ganado/livestock*, *dieta/diet*, *presa/prey*, *ataque/attack* (Murphy y Macdonald 2010). Se consideraron los artículos publicados hasta junio del 2014 y los mismos fueron encontrados a través de la base de datos Web of Science ISI (2014) y Google Académico (2014). Siguiendo a Inskip y Zimmerman 2009, se utilizó un muestreo snowball (“bola de nieve”; Goodman 1961) para incluir fuentes de publicaciones adicionales que coincidían con los criterios, revisando la bibliografía citada en los artículos y capítulos de libros de las búsquedas que parecían pertinentes, por su título o contenido. No se incluyeron en los análisis tesis de Maestría y de Doctorado, presentaciones a congreso y reportes técnicos no publicados. La lista completa de las publicaciones muestreadas fue revisada manualmente para crear una base de datos final en Excel®.

Se dividieron las publicaciones en dos grupos: artículos basados en estudios de dieta y artículos donde fueron aplicadas otras metodologías para recolectar información de eventos de predación del ganado por parte del puma. Se clasificó como "publicaciones de dieta" los artículos que sólo proporcionaban una descripción de los hábitos alimenticios del puma, recolectando muestras fecales y analizando su contenido. Las "publicaciones de dieta" que presentaban ocurrencia de ganado en las heces de puma no fueron consideradas para los análisis sucesivos de presencia del conflicto ya que la presencia de dicho ítem doméstico podría deberse a

alimentación oportunista por parte del felino (Bauer et al. 2005). Por lo tanto, las “publicaciones de dieta” sólo se utilizaron para cuantificar la importancia comparativa del ganado como presa del puma. Se consideraron para los análisis de presencia/ausencia de conflicto, los artículos donde la descripción de la dieta de puma se realizó, paralelamente a las inspecciones de los sitios de predación a campo.

Se definió que el conflicto estaba "presente" cuando, en las publicaciones muestreadas, independientemente de la fuente de información, se informó la presencia de predación de ganado por parte del puma. Posteriormente, se analizó cada artículo para extraer la información sobre las técnicas utilizadas para recolectar los datos y sobre todos los factores que estaban afectando la presencia del conflicto.

Dado que la distribución del puma es extensa y el continente americano presenta amplias variaciones socio-culturales y económicas, se consideraron tres regiones para esta revisión: América del Norte (Canadá y Estados Unidos), América Central (de México a Panamá) y América del Sur (todos los países restantes). Para entender si el esfuerzo de investigación sobre el conflicto puma-ganado se distribuyó de forma homogénea a lo largo de su distribución, se comparó el tamaño (proporcional) del área cubierta por la distribución del puma según la IUCN (Nielsen et al. 2015), en cada región, por la proporción de publicaciones encontradas por región. Para evitar introducir un sesgo en los análisis al cuantificar el área total ocupada por cada región, se sumaron sólo las áreas de los países donde el puma está presente y donde se encontraron los artículos.

Tabla 1. Lista de las publicaciones consideradas para esta revisión con las correspondientes áreas de estudio y metodologías.

Publicaciones	País	Área de estudio	Metodología
Ackerman et al. 1984	EEUU	Partidos de Garfield y Kane (Utah)	Trampeo vivo y monitoreo a campo
Amador-Alcalá et al. 2013	México	Reservas de la biósfera Montes Azules Biosphere Reserve y Calakmul	Entrevistas y monitoreo a campo
Amit et al. 2013	Costa Rica	Regiones de Chorotega y Huetar Norte	Registros de eventos de predación y entrevistas
Anderson y Lindzey 2003	EEUU	Snowy Range (Wyoming)	Trampeo vivo y monitoreo a campo
Atwood et al. 2007	EEUU	Norte de Madison	Monitoreo a campo
Branch et al. 1996	Argentina	Parque Nacional Lihué Calel	Recolecciones de heces, inspecciones a los sitios de predación y análisis de dieta
Burdett et al. 2010	EEUU	Peninsular Mountain Range del sur de California	Trampeo vivo y monitoreo a campo
Burgas et al. 2014	Costa Rica	Cordillera de Guanacaste	Entrevistas y monitoreo a campo
Bustamante et al. 2014	Costa Rica	Península de Osa	Trampeo fotográfico y monitoreo a campo
Conforti y de Azevedo 2003	Brasil	Parque Nacional de Iguazú	Entrevistas
Crawshaw 2003	Brasil	Pantanal	Monitoreo a campo y revisión bibliográfica
Crawshaw 2004	Brasil	Pantanal	Monitoreo a campo y revisión bibliográfica
De Angelo et al.	Argentina	Bosque Atlántico del Alto Paraná	Análisis de datos de

2011			presencia
de Azevedo 2008	Brasil	Parque Nacional Iguazú	Recolecciones de heces, inspecciones a los sitios de predación y análisis de dieta
de Azevedo y Murray 2007	Brasil	Pantanal	Trampeo vivo y monitoreo a campo
de Carvalho y Morato 2013	Brasil	Áreas protegidas de Brasil	Entrevistas
De la Torre y De la Riva 2009	México	Aguascalientes (área natural protegida de Sierra Fría y las montañas de El Laurel y El Muerto)	Recolección de heces y análisis de dieta
De Lucca 2010	Argentina	Sistema de Ventania, Lagunas del Sur y Bañados del Saladillo	Entrevistas
De Lucca 2011	Argentina	Partido de Patagones	Entrevistas
Deustua Aris et al. 2008	Perú	Districto Anco	Entrevistas
Donadio et al. 2010	Argentina	Parque Nacional San Guillermo, Reserva Provincial de Laguna Brava, Parque Nacional Talampaya, Sierra de las Quijadas, Los Cardones, El leoncito	Recolección de heces, inspecciones a los sitios de predación y análisis de dieta.
Elbroch y Witmer 2013	Chile	Districto Aysén	Trampeo vivo y monitoreo a campo
Elbroch y Wittmer 2012	Chile	Districto Aysén	Trampeo vivo y monitoreo a campo
Foster et al. 2010	Belize	Cockscomb	Recolección de heces y análisis de dieta
Franklin et al. 1999	Chile	Parque Nacional Torres del Paine	Trampeo vivo y monitoreo a campo
Gallardo et al. 2009	Bolivia	Parque Nacional Sajama	Recolección de heces, análisis de ADN y entrevistas
García-Alaniz et al. 2010	México	Estado de Chiapas y Selva Lacandona	Entrevistas
Gómez-Ortiz y Monroy-Vilchis 2013	México	Parque Natural Sierra Nanchititla	Recolección de heces y análisis de dieta
Hernández-Guzman et al. 2011	Colombia	Parque Nacional Natural Puracé	Recolección de heces y análisis de dieta
Hoogesteijn y Hoogesteijn 2008	Venezuela	Sabana de Venezuela	Monitoreo de establecimientos ganaderos e inspecciones a los sitios de predación.
Iriarte et al. 1990	Chile	Parque Nacional Torres del Paine	Recolección de heces, transectas lineales y análisis de dieta.
Kellert et al. 1996	EEUU	EEUU	Monitoreo a campo, revisión bibliográfica.
Kissling et al. 2009	Argentina	Patagonia (cerca de la cordillera de los Andes)	Monitoreo de establecimientos ganaderos y datos de mortalidad
Knopff et al. 2014	Canadá	Estado de Alberta	Monitoreo de datos de mortalidad
Llanos et al. 2014	Argentina	provincia de Santa Cruz	Monitoreo de datos de mortalidad
Lucherini y Merino 2008	Argentina/Chile	Villarrica (Chile), Laguna de Chasico (Argentina), NOA Argentina	Entrevistas
Mazzoli et al. 2002	Brasil	Sera Geral y Serra do Mar	Monitoreo a campo y entrevistas
Michalski et al. 2006	Brasil	Alta Floresta	Entrevistas y monitoreo de establecimientos ganaderos
Monroy-Vilchis et al. 2009	México	Reserva Sierra Natural	Recolección de heces y análisis de la dieta
Moreno y Olmos 2008	Panamá	Parque Nacional Portobelo	Entrevistas

Newby et al. 2013	EEUU	Norte del ecosistema de Yellowstone y montañas Garnet	Trampeo vivo y monitoreo a campo
Novack et al. 2005	Guatemala	Reserva de la Biósfera Maya	Monitoreo a campo y análisis de dieta
Novaro et al. 2000	Argentina	provincia de Neuquén	Recolección de heces y análisis de dieta
Núñez et al. 2000	México	Reserva de la biósfera Chamela-Cuixmala	Recolección de heces, inspección a los sitios de predación y análisis de dieta
Pacheco et al. 2004	Bolivia	Parque Nacional Sajama	Recolección de heces y análisis de dieta
Palmeira et al. 2008	Brasil	Fazenda Ouro Branco	Monitoreo establecimientos ganaderos y monitoreo a campo
Palmeira y Barrera 2007	Brasil	Municipio de Iporanga, Estado de San Pablo.	Entrevistas
Parra-Colorado et al. 2014	Colombia	Comunidades rurales	Trabajo con las comunidades
Peebles et al. 2013	EEUU	Estado de Washington	Análisis de registros de predación
Pia 2013 (a)	Argentina	Parque Nacional Quebrada del Condorito	Recolección de heces y análisis de dieta
Pia 2013 (b)	Argentina	Sierras Grandes	Entrevistas
Polisar et al. 2003	Venezuela	Establecimiento ganadero y Reserva Hato Piñero	Monitoreo de establecimientos ganaderos
Rau y Jimenez 2002	Chile	Estación de campo San Martín, Parque Nacional Nahuelbuta, Parque Nacional Conguillío, Parque Nacional Puyehue, Parque Nacional Osorno, Parque Nacional Vicente Pérez Rosales	Recolección de heces y análisis de dieta
Rominger et al. 2004	EEUU	Sierra Ladron (Nuevo México)	Radio-telemetría de muflones canadienses (<i>Ovis canadensis</i>) y monitoreo de mortalidad
Rosas-Rosas et al 2003	México	Noreste de Sonora	Recolección de heces y análisis de dieta
Rosas-Rosas et al. 2008	México	Noreste de Sonora	Recolección de heces, análisis de dieta y monitoreo de establecimientos ganaderos
Schulz et al. 2014	Brasil	Estado Rio Grande do Sul	Entrevistas
Scognamillo et al. 2003	Venezuela	Establecimiento ganadero y Reserva "Hato Piñero"	Trampeo vivo y monitoreo a campo
Soto y Giuliano 2011	Guatemala	Districto Petén	Entrevistas
Stoner et al. 2013	EEUU	Colorado Plateau y la Gran Cuenca (Utah)	Análisis de registros de mortalidad
Teichman et al. 2013	Canadá	British Columbia	Análisis con modelos basados en datos de conflicto
Thornton y Quinn 2009	Canadá	Districto municipal 13 de Foothills	Entrevistas
Torres et al. 1996	EEUU	Estado de California	Análisis de datos de predación
Verdade y Campos 2004	Brasil	Estado de San Pablo	Monitoreo a campo y entrevistas
Wilmers et al. 2013	EEUU	Montañas de Santa Cruz (California)	Trampeo vivo y monitoreo a campo
Yáñez et al. 1986	Chile	Parque Nacional Torres del Paine	Recolección de heces y análisis de dieta
Zacari y Pacheco 2005	Bolivia	Parque Nacional Sajama - comunidades rurales	Trabajo con las comunidades
Zarco-González et al. 2012	México	Cuenca del río Balsas	Entrevistas
Zarco-González et al. 2013	México	México	Análisis de datos de predación

2.2. Tendencia de publicación

Para entender si el aumento en el número de publicaciones a lo largo de los años era indicativo de un aumento en el interés del conflicto puma-ganado, se comparó la tendencia de publicación de los artículos muestreados en esta revisión con aquella de los artículos muestreados utilizando, en la base de datos de *Web of Science*, la palabra clave "mamífero". Dado que la búsqueda en *Web of Science* está disponible desde 1985, y las publicaciones obtenidas a partir de esta revisión comienzan a partir de 1984, se proyectó el número de artículos publicados en "mamíferos" de 1984 a partir del total de publicaciones, sobre el mismo tema, en 1985. Para comparar las tendencias de publicación, la ventana de tiempo en el análisis se dividió en seis intervalos de 5 años.

2.3. Mapeo de datos

Para mapear las áreas de estudio incluidas en los artículos muestreados, se asignaron coordenadas geográficas a cada una. Cuando un artículo incluía una región extensa, se asignaron coordenadas geográficas en el centro de dicha área. Algunas publicaciones incluían informaciones de diversas áreas de estudio, localizadas a varios kilómetros de distancia; en este caso se asignaron coordenadas geográficas a cada una de ellas.

Para extraer, para cada área de estudio muestreada, los valores de las variables que se utilizaron para explicar la ocurrencia del conflicto puma-ganado, se construyó un área *buffer* (desde ahora en adelante denominado *buffer*) de 5 km de radio (correspondiente a una superficie de 78,5 km²) alrededor de las coordenadas geográficas definidas anteriormente. Se seleccionó dicho valor considerando un rango de tamaños de área de acción de puma entre 24 y 363 km² (Franklin et al. 1999, Grigione et al. 2002, Elbroch y Wittmer 2012). Para realizar estos análisis, se excluyeron los artículos que incluían un estado o un país entero ya que un área de 78,5 km² no representaba el extenso tamaño del área de estudio de esas publicaciones. Para la construcción de los *buffers* se utilizó ArcGis 10.1® (ESRI 2012).

2.4. Variables predictoras del conflicto

Utilizando como base la información disponible sobre los factores que pueden favorecer la predación del ganado por felinos, se definió un conjunto de variables predictoras, las cuales se construyeron a través de los *buffers* de cada área de estudio. Ulteriormente, se relacionó cada variable de cada área de estudio con la presencia o ausencia del conflicto (ver Tabla 2 para detalles sobre las predicciones consideradas y los métodos para extraer los valores de las variables).

Tabla 2. Lista de variables predictoras que pueden favorecer la predación del ganado por parte del puma con sus respectivas predicciones y descripción de su construcción para las áreas de estudio de los artículos muestreados.

Variables predictoras y predicciones	Metodología
<p><u>Áreas protegidas:</u> <i>Dentro de las áreas protegidas, el conflicto es mínimo o ausente</i> (Borg et al. 2016, Borón et al. 2016).</p>	<p>Para definir si una publicación se realizó dentro de un área protegida, se consideró la información brindada en la sección del área de estudio de cada artículo. En estos análisis, no se consideraron las áreas de estudio que incluían un estado o país entero y aquellas en donde el estudio se realizó en un área protegida con ausencia de ganado y en donde el conflicto se presentó en áreas anexas con presencia de ganado.</p> <p>Para estudiar la distribución de las áreas protegidas en las Américas se utilizó la “Base de Datos Mundial sobre Áreas Protegidas” (IUCN y UNEP-WCMC 2015). Para su construcción se utilizó ArcGis 10.1® (ESRI 2012).</p>
<p><u>Densidad de ganado:</u> <i>Las probabilidades de conflicto son mayores en sitios con alta densidad de ganado (bovino, ovino y caprino) que en las áreas donde la densidad de ganado es menor</i> (Woodroffe y Frank 2005).</p>	<p>Para estimar la densidad del ganado, se consideró únicamente el ganado bovino, ovino y caprino debido a su ubicua predación por los grandes felinos y, especialmente, por los pumas (Inskip y Zimmermann 2009, Loveridge et al. 2010, Khorozyan et al. 2015) y porque los equinos y los suinos raramente estaban presentes, e infrecuentemente eran predados en los estudios revisados. Se utilizaron mapas de densidad de bovino, ovino y caprino de todo el continente americano (Food and Agriculture Organization of the United Nations 2005) con valores de píxeles que representan la densidad de ganado por kilómetro cuadrado. Se calculó la media de los valores de densidad de ganado (cabeza/km²) para los píxeles incluidos en cada <i>buffer</i>. Los ovinos y los caprinos se agruparon (“shoats”) debido a sus similares masas corporales y porque generalmente pastorean juntos (Khorozyan et al. 2015). Para su construcción se utilizó ArcGis 10.1® (ESRI 2012).</p>
<p><u>Diversidad de ganado:</u> <i>Una mayor diversidad de ganado puede favorecer la presencia de conflictos.</i></p>	<p>Se utilizó el número promedio de cabeza de ganado vacuno, ovino y caprino para calcular un Índice de Diversidad de Shannon (Shannon y Waever 1949) para cada área de estudio (<i>buffer</i>). Los valores del Índice de Diversidad</p>

	<p>de Shannon comprenden valores en un rango de 0 a 5; así, cuanto mayor sea este valor habrá una mayor diversidad en la zona. Valores por encima de 3 son interpretados como "diversos". En estos análisis, oscilan entre 0, cuando sólo una especie doméstica está presente, a 1,04 cuando la diversidad del ganado es máxima. Se usó la función <i>diversity</i> del software RStudio 3.3.3 (R Core Team 2017) para obtener los valores de dicho índice.</p>
<p><u>Riqueza de ganado:</u> <i>Una mayor riqueza de especies domésticas puede favorecer la presencia de conflictos</i> (Van Bommel et al. 2007).</p>	<p>Se utilizó el número de especies domésticas (bovinos, ovinos y caprinos; rango número de especies= 1-3) presentes en cada área de estudio para estimar una riqueza de ganado.</p>
<p><u>Cobertura de vegetación:</u> <i>El conflicto es más frecuente en ambientes con una mayor cobertura de vegetación</i> (Michalski et al. 2006, Rosas-Rosas et al. 2008).</p>	<p>Para asignar un ambiente a cada <i>buffer</i>, se utilizó el mapa "Global Land Cover SHARE" (Food and Agriculture Organization of the United Nations 2014) y se seleccionó el ambiente que cubría una superficie $\geq 50\%$ del <i>buffer</i> como el más representativo de dicha área. A continuación, se agruparon los ambientes en tres categorías de "densidad de vegetación":</p> <ul style="list-style-type: none"> - Alta: compuesta por árboles y arbustos. -Media: compuesta por pastizales y herbáceas. - Baja: compuesta por cultivos, suelo desnudo, suelo artificial y nieve. <p>Para comparar la cobertura de vegetación entre áreas con y sin conflicto se asignaron arbitrariamente los siguientes valores a las categorías: Alta: 3, Media: 2, Baja: 1. Para su construcción se utilizó ArcGis 10.1® (ESRI 2012).</p>
<p><u>Distancia a ambientes:</u> <i>La predación del ganado es más probable que ocurra cerca de parches de ambientes con una mayor cobertura de vegetación, tales como los árboles y arbustos</i> (Michalski et al. 2006, de Azevedo y Murray 2007, Inskip y Zimmermann 2009).</p>	<p>Se calculó la distancia (en kilómetros, km) de cada área de estudio al parche más cercano de árboles y arbustos. Para alcanzar estos análisis se utilizó el mapa "Global Land Cover" (Food and Agriculture Organization of the United Nations 2014). Para su construcción se utilizó ArcGis 10.1® (ESRI 2012).</p>
<p><u>Densidad humana:</u> <i>La presencia de predación del ganado aumenta con el aumento de la densidad de población humana</i></p>	<p>Se calculó la densidad humana media en cada <i>buffer</i> construida utilizando el mapa "Global population density" (Food and Agriculture Organization of the United Nations 2015), en</p>

(Halfpenny et al. 1991, Treves et al. 2002).	el cual los valores de píxeles indican el número de personas por kilómetro cuadrado. Para su construcción se utilizó ArcGis 10.1® (ESRI 2012).
<p><u>Fragmentación de ambientes:</u> <i>La presencia de predación de ganado será mayor en áreas con una elevada fragmentación de ambientes naturales que en áreas con una menor fragmentación</i> (Mazzolli et al. 2002, Michalski et al. 2006).</p>	Para estimar la intensidad de la fragmentación de los ambientes en cada <i>buffer</i> , se utilizó el mapa de "Magnitude of habitat fragmentation" (Hoekstra et al. 2010), el cual considera los cultivos, las infraestructuras urbanas, las rutas, los caminos y los ferrocarriles como factores de "fragmentación" del paisaje. En la totalidad del área ocupada por las áreas de estudio analizadas, los valores de los índices, en este mapa, oscilaron entre 0,02 y 28,29, donde los valores más bajos indicaron áreas más fragmentadas. Para su construcción se utilizó ArcGis 10.1® (ESRI 2012).
<p><u>Distancia a las rutas o caminos principales:</u> <i>La proximidad a las rutas o caminos principales favorece la presencia de conflictos</i> (Miller et al. 2016).</p>	Se utilizó el mapa de rutas "World street map" (ESRI 2015a) para calcular la distancia lineal (en km) de la coordenada geográfica de cada área de estudio a la ruta o camino más cercano. Para su construcción se utilizó ArcGis 10.1® (ESRI 2012).
<p><u>Distancia a asentamientos humanos:</u> <i>El conflicto está más presente en áreas alejadas de los asentamientos humanos</i> (Inskip y Zimmermann 2009).</p>	Se calculó la distancia lineal (en km) de la coordenada geográfica de cada área de estudio al asentamiento humano más cercano (ciudades y pueblos) utilizando el "Mapa de asentamientos humanos" (ESRI 2015b). Para su construcción se utilizó ArcGis 10.1® (ESRI 2012).
<p><u>Índice de impacto humano:</u> <i>Los conflictos son más frecuentes en las zonas afectadas por intensas modificaciones antrópicas.</i></p>	Para estimar la intensidad de las modificaciones antrópicas del territorio, y para asociarla a cada área de estudio, se utilizó el mapa "Global Human Influence Index" (Wildlife Conservation Society 2005), el cual incluye la presión de la población humana (densidad de población), el uso del suelo, las infraestructura (áreas urbanas, luces nocturnas) y el acceso humano (costas, caminos, ferrocarriles, ríos navegables). En la totalidad del área ocupada por las áreas de estudio analizadas, los valores del índice oscilaron entre 0 (impacto humano nulo) y 43,71 (impacto humano alto); se asignó, por <i>buffer</i> , un valor medio de este índice. Para su construcción se utilizó ArcGis 10.1® (ESRI 2012).
<p><u>Co-predadores:</u></p>	Se analizó la relación entre la presencia del

<p>Los conflictos estarán más presentes en aquellas áreas donde la distribución del puma se solape con la distribución de otros grandes predadores (Polisar et al. 2003, Palmeira et al. 2008).</p>	<p>puma y de co-predadores con la presencia/ausencia de conflictos utilizando el mapa "Terrestrial Mammal Distribution Map" (IUCN 2014). Los co-predadores considerados son grandes carnívoros que puedan preñar el ganado: el oso negro <i>Ursus arctos</i>, el oso grizzly <i>Ursus americanus</i>, el lobo y el jaguar. Se separaron las áreas de estudio en dos categorías: aquellas en las cuales los pumas co-ocurrieron con al menos una especie de gran predador y aquellas donde el puma fue el único predador tope. El oso de anteojos <i>Tremarctos ornatus</i>, no fue considerado en el análisis debido a que su distribución se solapó únicamente con una de las áreas de estudio incluidas en la base de datos de esta revisión. Para su construcción se utilizó ArcGis 10.1® (ESRI 2012).</p>
---	---

2.5. Técnicas de mitigación

Para entender qué estrategias se utilizan con mayor frecuencia para mitigar los conflictos puma-ganadería y cuáles se pueden considerar más efectivas, se revisó cada publicación para extraer informaciones sobre las principales técnicas de mitigación aplicadas y/o propuestas.

2.6. Análisis estadístico

Cada una de las variables "densidad de ganado", "diversidad de ganado", "distancia a ambientes", "densidad humana", "fragmentación de ambientes", "distancia a rutas o caminos principales", "distancia a asentamientos humanos", "índice de impacto humano" se dividió en diferentes clases, según el rango de valores de cada una y con un tamaño de muestra similar entre las mismas, con el fin de estudiar la frecuencia de las áreas de estudio con conflictos y sin conflictos según las diferentes clases. Para testear la significatividad de la distribución de la presencia/ausencia de conflicto entre las clases de las variables predictoras se utilizó la prueba exacta de Fisher (Fisher 1922). Se usó la función *fisher.test* del software RStudio 3.3.3 (R Core Team 2017).

Además, para cada variable se presentan los promedios y la desviación estándar de los valores de las áreas de estudio con conflicto y sin conflicto. Para comparar las distribuciones entre las áreas de estudio con o sin conflicto, para cada variable predictora se realizó una prueba T de Student para muestras independientes con un valor *p* para una cola. Se decidió utilizar el test a una cola debido a que se esperaba *a priori* un efecto positivo o negativo de la presencia de

conflictos sobre la variable en examen. Se usó la función *t.test* del software RStudio 3.3.3 (R Core Team 2017).

2.7. Correlación de datos

Con el objetivo de evaluar eventuales relaciones lineales, entre algunas de las variables predictoras enunciadas, se aplicó un análisis de correlación. El conjunto inicial de variables incluyó "densidad total de ganado" (obtenida sumando las densidades de ganado bovino, ovino y caprino), "*shoats*" (obtenida sumando densidad de caprinos y ovinos), "bovinos" (densidad de bovinos), "riqueza de ganado" (número total de especies ganado, considerando bovinos, ovinos y caprinos), "densidad humana", "fragmentación de ambientes", "índice de impacto humano", "distancia al parche de árboles más cercano", "distancia al parche de arbustos más cercano", "distancia al parche más cercano de árbol o arbustos", "distancia a la ruta o camino", "distancia al asentamiento humano más cercano", "número de especies de co-depredadoras" (variables descritas en la Tabla 2). Se aplicó un test de correlación de *Pearson* (Zar 1999). Para excluir las variables redundantes se consideraron valores del coeficiente de correlación $\geq 0,5$ como indicativos de correlaciones "altas". Para este análisis se utilizó la función *cor* del software RStudio 3.3.3 (R Core Team 2017).

2.8. Modelos Lineales Generalizados

Se estudiaron los factores que afectan la presencia de predación de ganado por puma usando Modelos Lineales Generalizados (MLG; Zuur et al. 2009). Sucesivamente al análisis de correlación, se ajustó un conjunto de diferentes MLG binomiales utilizando la presencia/ausencia de conflicto como variables de respuesta (*logit* como función de enlace) y las variables enunciadas como predictoras. Para seleccionar los modelos finales, se utilizó el Criterio de Información de Akaike (AIC – *Akaike Information Criterion*; Akaike 1974) ajustado para muestras pequeñas (AICc - *Akaike Information Criterion corrected*) como medida de la información perdida para cada modelo con respecto al más adecuado, utilizando el $\Delta AICc$ para evaluar la importancia relativa de cada modelo dentro del conjunto seleccionado (Burnham y Anderson 2003). El valor más bajo de AICc indicó el modelo con mejor ajuste, y se consideraron los modelos resultantes con $\Delta AICc < 2$ (Burnham y Anderson 2003) para obtener un conjunto final de modelos. Se consideró el AICc como más apropiado que el AIC, dado el pequeño tamaño de muestra (Burnham y Anderson 2003). Se analizaron los β (los coeficientes de regresión) de las variables individuales dentro de los modelos y se usó el Intervalo de Confianza (IC) al 95% de cada una de las variables para seleccionar las que estaban afectando de forma significativa la presencia/ausencia del conflicto, excluyendo las variables cuyo IC incluía el valor "0" (*stable direction of relationship* - Di Stefano 2004, Zeller et al. 2011).

Los análisis se realizaron a través de las funciones *glm* y *dredge* (paquetes “lm4”, “MuMin” y “AICcmodavg”) del software RStudio 3.3.3 (R Core Team 2017).

3. Resultados

3.1. Publicaciones revisadas: caracterización y extensión geográfica

Se encontró un total de 69 artículos, que fueron publicados entre 1984 y 2014. El 26% (n=18) de estas publicaciones se basó en métodos de recolección directa de datos a campo (específicamente, trampeo vivo y monitoreo a campo) y el 74% (n=51) empleó métodos de recolección indirecta de datos (es decir, a través de entrevistas, informes de mortalidad y predación). La inspección directa a campo de los eventos de predación fue el método más utilizado (n=27), seguido por las entrevistas (n=22), análisis de dieta (n=20), radiotelemetría (n=10) y registros de mortalidad de pumas (n=4).

3.2. Publicaciones de dieta

Se encontraron 14 publicaciones que incluyeron solamente análisis de dieta, en el 71,2% (n=10) de las cuales se registraron restos de ganado. La frecuencia de ocurrencia de especies de ganado nunca superó el 12% (media=4,25%, DE=4,15%).

3.3. Publicaciones sin dieta

Las 55 publicaciones analizadas provenían de 13 países del continente americano, lo cual corresponde a la mayoría (56,5%) de todos los países donde ocurre *P. concolor* (Figura 1). No se encontraron publicaciones en Belice, Honduras, El Salvador, Nicaragua, Guyana, Surinam, Guayana Francesa, Ecuador y Uruguay (Figura 1). Aunque América del Sur fue la región donde se realizaron la mayoría de los estudios sobre el conflicto puma-humanos (54,5%, n=30), seguido por América Central (20%, n=11) y América del Norte (25,4%, n=14), el número de publicaciones en América del Norte y América Central fue mayor de lo esperado en base a la superficie ocupada por el puma en estas regiones, mientras que lo contrario ocurrió en América del Sur (Test de Fisher: $p=0,08$; Figura 2).

Desde 1999, el número de publicaciones sobre la temática aumentó en una forma casi exponencial (Figura 3). Sin embargo, este crecimiento fue similar al esperado en base a la tendencia general en el número de publicaciones sobre mamíferos (utilizando *Web of Science*; Figura 3).

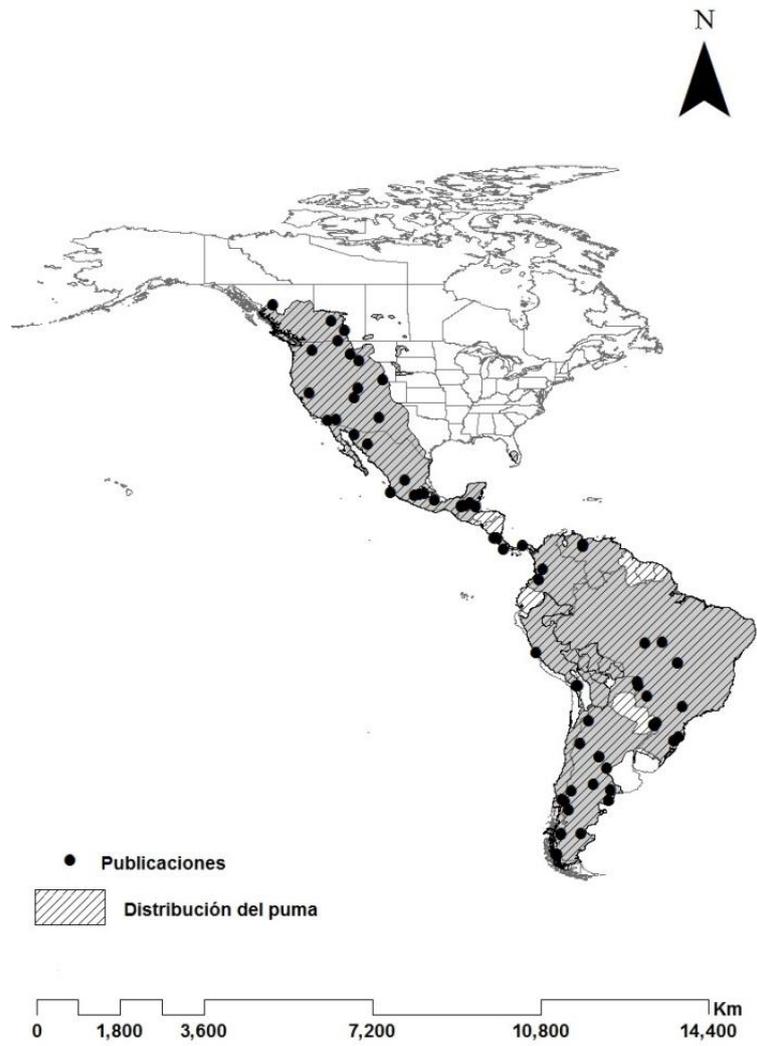


Figura 1. Mapa del continente americano con el rango de distribución del puma y la ubicación de las publicaciones sobre el conflicto puma-ganado (n=55).

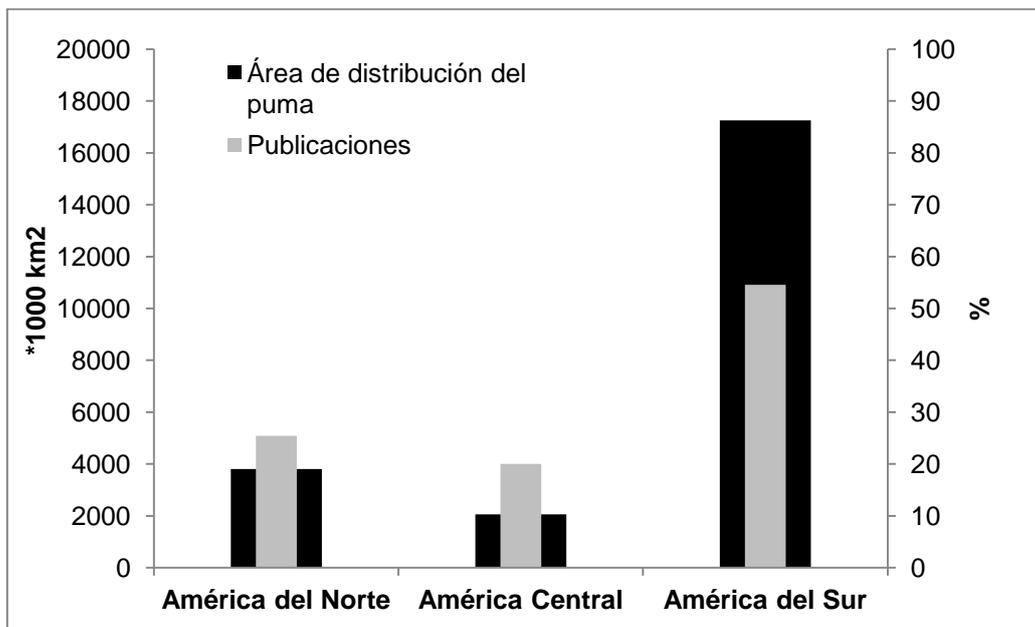


Figura 2. Comparación entre la proporción de publicaciones (entre los años 1984-2014) sobre los conflictos puma-ganado y el respectivo tamaño (*1000 km²) del área de distribución del puma por región.

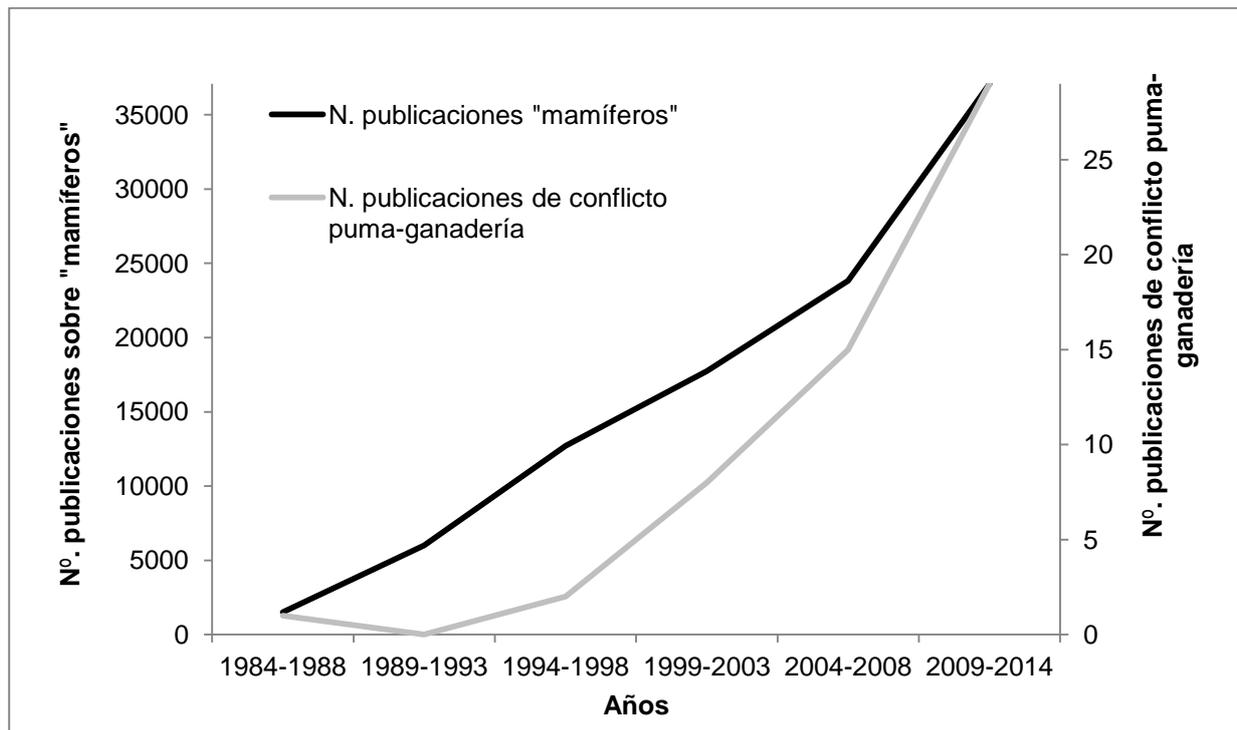


Figura 3. Comparación entre la tendencia en el número de publicaciones obtenido utilizando "mamífero" como palabra clave en *Web of Science* y las publicaciones sobre conflictos puma-ganado durante el período de tiempo considerado para esta revisión.

3.4. Caracterización y distribución de conflictos

Se encontró que los conflictos puma-ganadería ocurrieron en el 78,1% (n=43) de las publicaciones revisadas, pero sólo 24 artículos (55,8%) mencionaron el/los factor(es) que favorecieron la presencia de conflicto. Aquellos más frecuentemente reportados fueron: la proximidad a ambientes con mayor cobertura de vegetación (37,5%) y el escaso o ausente manejo del ganado (45,8%). Otras causas mencionadas fueron: la escasez de presas silvestres (20,8%), la proximidad a fuentes de agua (20,8%) y las altas densidades humanas (4,2%).

Los conflictos fueron más comunes en las publicaciones de América del Sur y América Central (86,6% y 90,9%, respectivamente), mientras que la presencia de conflictos fue reportada en el 50% de los estudios de América del Norte. Aunque estas diferencias no resultaron significativas (Test de Fisher: $p=0,2$), la proporción de publicaciones con conflicto tendió a ser menor de lo esperado, según el tamaño de la distribución del puma, en América del Sur y mayor en América Central (60,5% y 23,3%, respectivamente), mientras que fue igual en América del Norte (16,3%).

3.5. Preferencias de presas domésticas

El ganado bovino fue predado en el 51,1% de las áreas de estudio, el ganado ovino en el 37,7% y el ganado caprino en el 24,4%. Para entender cuales de las tres especies de ganado principalmente predadas por el puma en todo el continente eran preferidas, se extrajeron las áreas de estudio con conflictos donde las tres especies (bovina, ovina y caprina) co-ocurrían (n=7). Los ovinos resultaron ser las especies preferidas en el 71,4% de estas áreas, mientras que los caprinos fueron las más predadas en el 28,5% y el bovino en el 14,2%.

Solamente 14 de las 23 publicaciones donde se registraron predaciones de ganado bovino especificaron la edad de la presa atacada, resultando terneros en el 85,7% de los casos. En la mayoría de estas publicaciones, los terneros tenían menos de 12 meses de edad. Sólo 5 de 28 publicaciones con registros de predación de ovinos y caprinos especificaron que tanto las crías como los adultos, de ambas especies, fueron predados por pumas, mientras que los otros estudios no proporcionaron detalles sobre la edad de la presa.

3.6. Áreas protegidas y presencia de conflicto

Aproximadamente el 25,5% de la distribución del puma se encuentra bajo protección (como parque nacional, reserva estatal o privada, refugio). América del Sur es la región en la cual la proporción de distribución del puma cubierta por áreas protegidas es mayor (27,4%, n=3792 áreas protegidas), seguida por América Central (22,4%, n=1329) y América del Norte (17,3% n=7287). La proporción de publicaciones sobre conflictos puma-ganado que se realizaron dentro de las áreas protegidas (40,4%, n=21) fue mayor de lo esperado en base a su proporción, aunque no significativamente (Test de Fisher: $p=0,2$).

En general, la presencia de ganado dentro de las áreas protegidas no evitó la presencia del conflicto, el cual se distribuyó casi equitativamente dentro (80%, n=12) y fuera (83,8%, n=26) de las áreas protegidas (Test de Fisher: $p=1$). Sin embargo, se observó que la proporción de publicaciones con conflictos fue mayor fuera de las áreas protegidas en América del Norte (donde todas las publicaciones, n=6, que registraron conflicto se localizaron en áreas no protegidas), mientras que en América Central y América del Sur la mayor parte de las publicaciones realizadas dentro de las áreas protegidas también registraron conflictos (Figura 4).

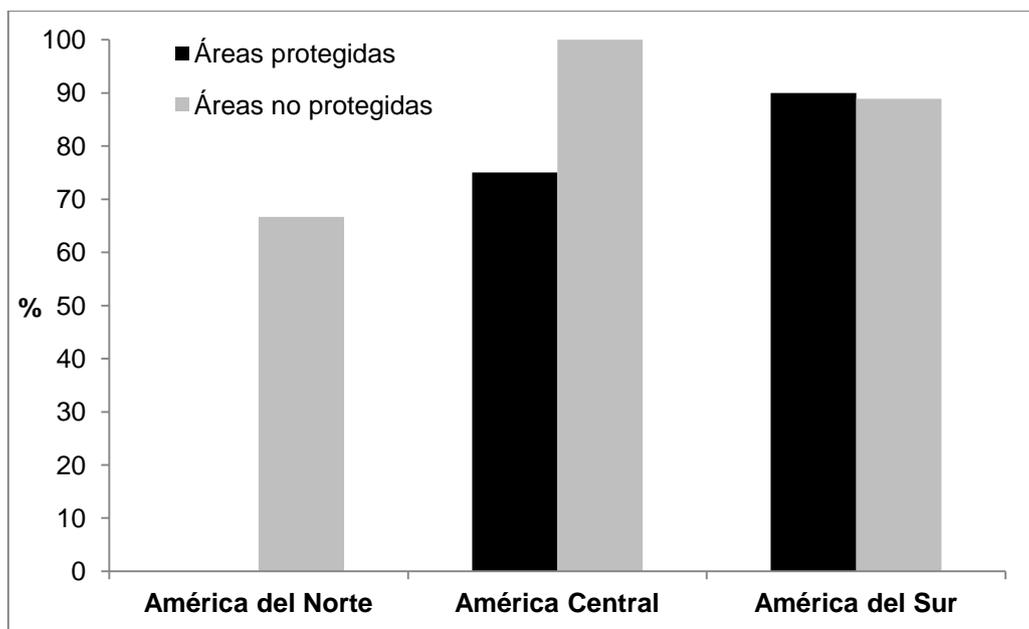


Figura 4. Proporciones de publicaciones con conflictos puma-ganado dentro y fuera de áreas protegidas, divididas por región.

3.7. Densidad, diversidad y riqueza de ganado

América Central y América del Sur fueron las regiones con mayor densidad de ganado promedio dentro del rango de distribución de puma (Tabla 3). El ganado bovino fue el ganado con mayor densidad en todo el continente (Tabla 3).

Tabla 3. Densidades promedio (\pm DE) de ganado (cabeza/km²) dentro del rango de distribución del puma, divididas por región.

Tipo de ganado	América del Norte (cabezas/km ²)	América Central (cabezas/km ²)	América del Sur (cabezas/km ²)
Caprino	0,1 (\pm 1)	4 (\pm 21,3)	1,8 (\pm 8,5)
Ovino	0,8 (\pm 5,1)	2,8 (\pm 16,8)	3,4 (\pm 27)
Bovino	6,6 (\pm 19)	15,3 (\pm 32,7)	14,1 (\pm 28,1)

La densidad total de ganado (bovino + ovino + caprino) fue mayor en las áreas de estudio con conflicto ($33,3 \pm 29$ cabezas/km²) que en las áreas sin conflicto ($12,2 \pm 11,2$ cabezas/km², Test-T: $t=3,2$, g.d.l.=25, $p<0,05$). Se observó además que a medida que aumentaba la densidad de ganado en las áreas de estudio, también aumentó la proporción de áreas con conflicto, aunque esta tendencia no resultó significativa (Test de Fisher: $p=0,1$; Figura 5).

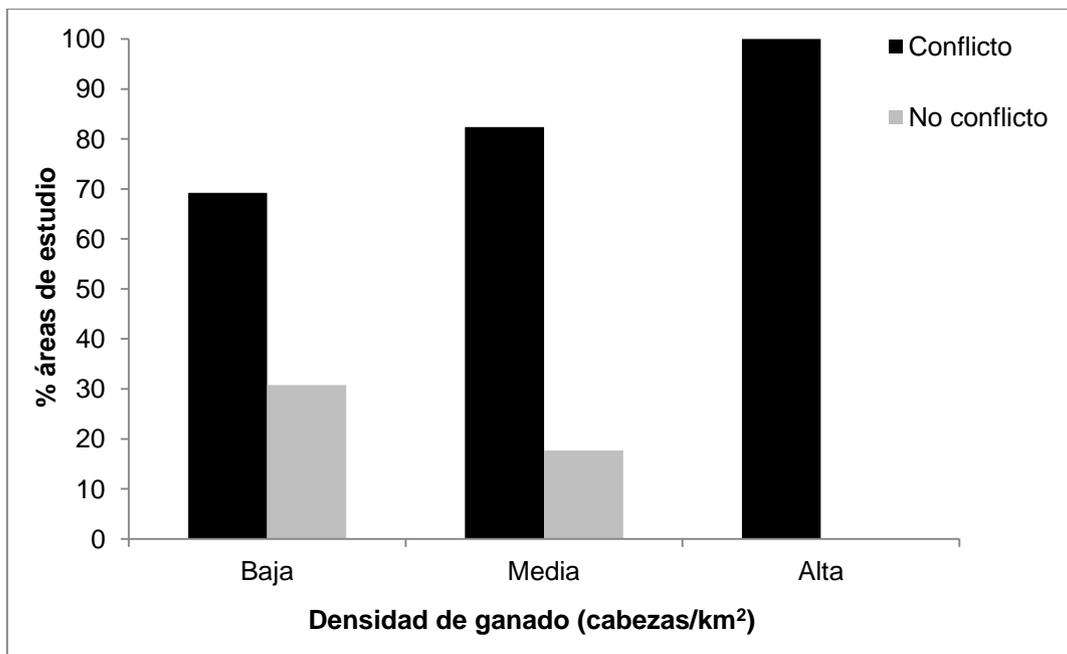


Figura 5. Proporción de áreas de estudio con presencia/ausencia de conflicto puma-ganado en relación a diferentes clases de densidad media de ganado (bovino, ovino y caprino). Las clases de densidad de ganado fueron: Baja: 0,1 a 9 cabezas/km²; Media: 9,01 a 50 cabezas/km²; Alta: >50 cabezas/km².

Aunque no se encontró ninguna significación estadística, la diversidad del ganado parecería poseer una influencia negativa sobre la ocurrencia de conflictos (Test de Fisher: $p=0,8$; Test-T: $t=-1,1$, g.d.l.=10, $p=0,1$; Figura 6) y la riqueza de especies (una especie=90,9% en las áreas con conflicto, dos especies=79,1%, tres especies=85,7%) no afectó la presencia de conflicto (Test de Fisher: $p=0,8$; Test-T: $t=-0,4$, g.d.l.=10, $p=0,3$).

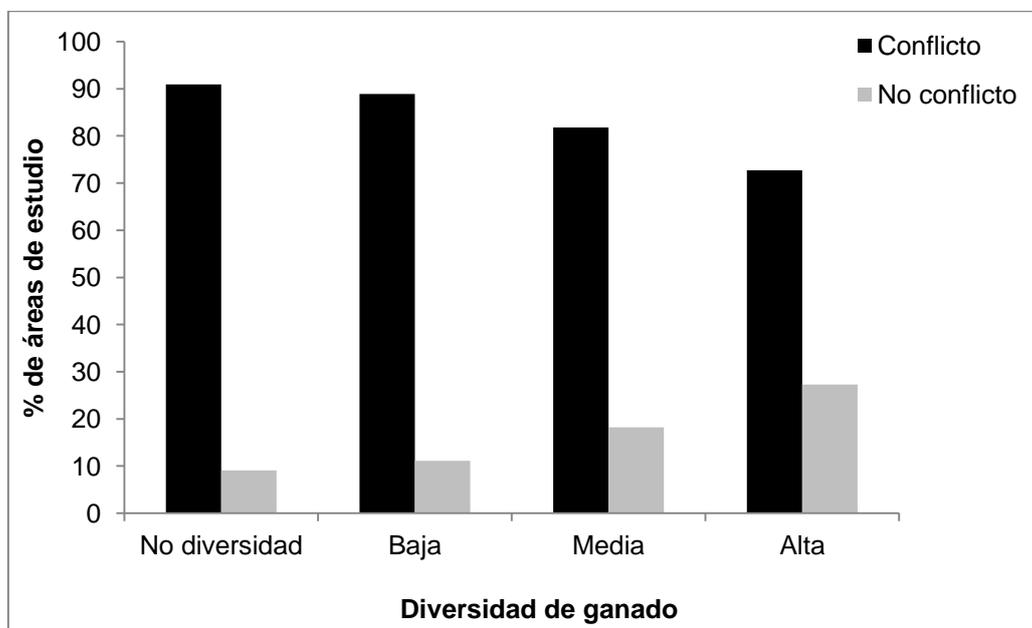


Figura 6. Proporción de áreas de estudio con presencia/ausencia de conflicto puma-ganado en relación a diferentes clases de diversidad de especies ganaderas (bovino+ovino+caprino). Las clases construidas en base al Índice de Diversidad de Shannon fueron: Sin diversidad: 0; Baja: 0,001 a 0,14; Media: 0,15 a 0,4; Alta:>0,4.

3.8. Cobertura de vegetación

La proporción de las áreas de estudio con conflictos parecería aumentar con la disminución de la cobertura de vegetación en las áreas de estudio, si bien esta tendencia no resultó significativa (Test de Fisher: $p=0,4$; Figura 7). Además, al observar la distribución de las áreas con conflicto y sin conflicto, se evidenció que en las primeras se presentan ambientes con menor cobertura de vegetación ($2,44\pm 0,76$ vs. $2,8\pm 0,42$, Test-T: $t=-2,02$, g.d.l.=25, $p<0,05$).

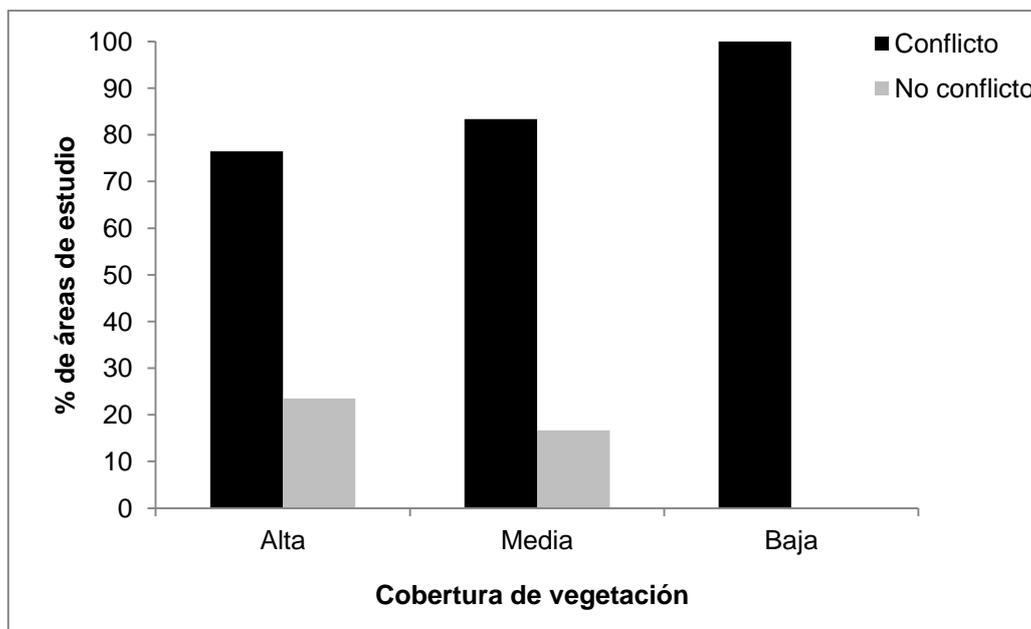


Figura 7. Proporción de áreas de estudio con presencia/ausencia de conflicto puma-ganado en relación a la cobertura de vegetación de las áreas de estudio. Las tres categorías utilizadas fueron: Alta: compuesta por árboles y arbustos; Media: pastizales y herbáceas; Baja: cultivos, suelo desnudo, suelo artificial y nieve.

3.9. Distancias a ambientes

Aunque esta diferencia no resultó significativa, la distancia media al parche más cercano con una mayor cobertura de vegetación (árboles o arbustos) parecía ser menor en áreas con conflicto ($0,63 \pm 1,24$ km) que en áreas sin conflicto ($0,87 \pm 1,94$ km, Test-T: $t=-0,3$, g.d.l.=11, $p=0,3$). Por otro lado, se observó que la proporción de áreas con conflicto fue significativamente mayor en aquellas ubicadas dentro de ambientes con una mayor cobertura de vegetación que fuera de ellos (Test de Fisher: $p<0,05$; Figura 8).

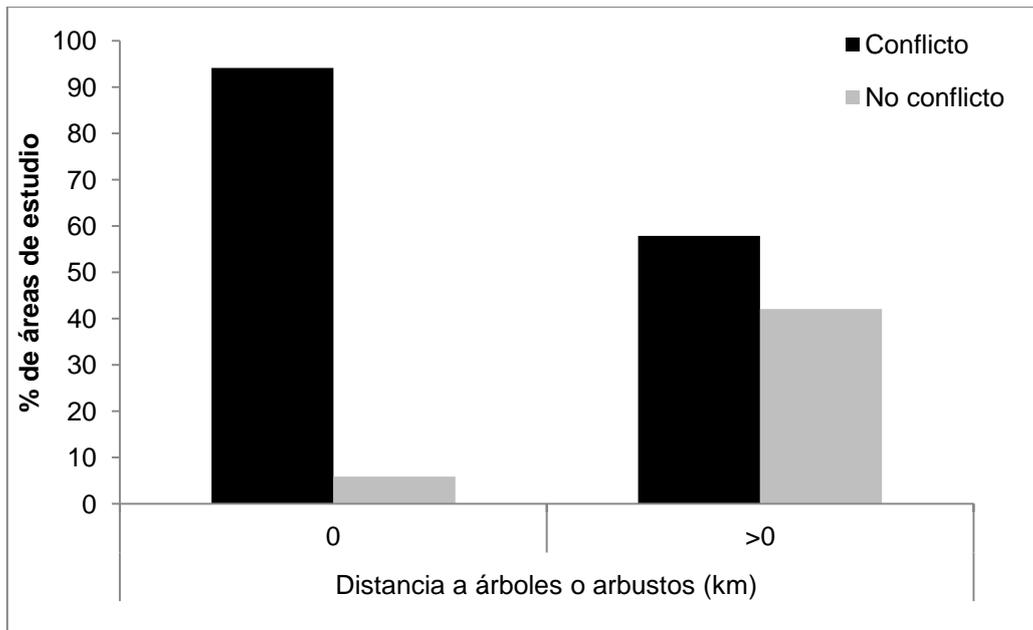


Figura 8. Proporción de áreas de estudio con presencia/ausencia de conflicto puma-ganado en relación a la distancia (0 o >0 km) al parche más cercano de árboles o arbustos.

3.10. Densidad humana

La densidad humana tendió a ser mayor en las áreas de estudio con presencia de conflicto ($62,8 \pm 168,6$ habitantes/km²), que en las áreas donde no hubo conflicto ($25,4 \pm 50,7$ habitantes/km²), pero esta diferencia no resultó significativa (Test-T: $t=1,2$, g.d.l.=47, $p=0,1$). Además, no se observó una tendencia clara al aumentar los valores de densidad humana (Test de Fisher: $p=0,6$; Figura 9).

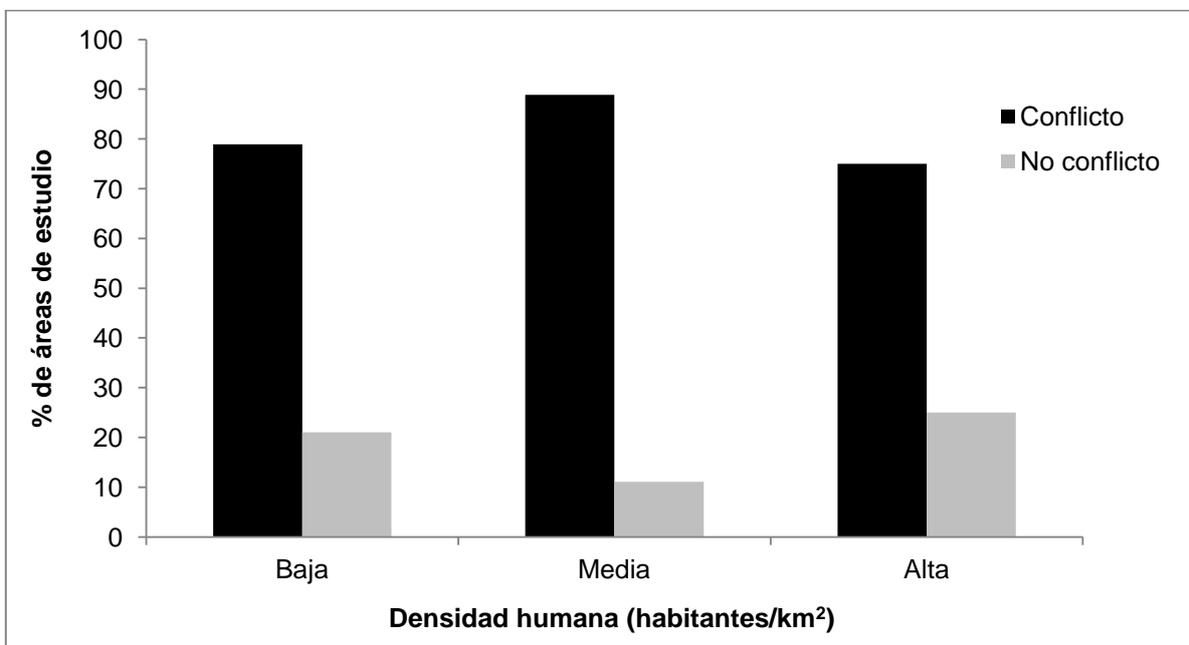


Figura 9. Proporción de áreas de estudio con presencia/ausencia de conflicto puma-ganado en relación a clases de densidad humana. Los valores de las clases de densidad humana fueron: Bajo: 0 a 2 habitantes/km²; Medio: 2,01 a 15 habitantes/km²; Alto: >15 habitantes/ km².

3.11. Fragmentación de ambientes

Las áreas con presencia de conflicto parecían más fragmentadas (índice de fragmentación= $5,58 \pm 6,7$) que las áreas de estudio sin conflictos (índice de fragmentación= $9,08 \pm 8,8$) y se observó un aumento de las proporciones de áreas con conflicto con valores crecientes de fragmentación (Figura 10). Sin embargo, ninguna de estas variaciones resultó significativa (Test-T: $t=-1,1$, g.d.l.=12, $p=0,1$, Test de Fisher: $p=0,2$).

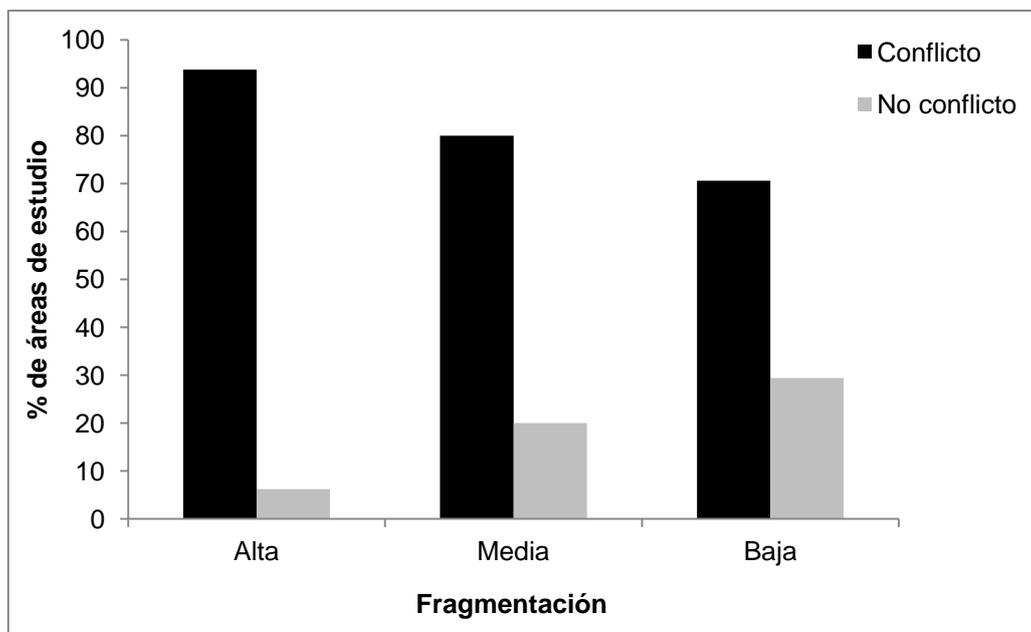


Figura 10. Proporción de áreas de estudio, con presencia/ausencia de conflicto puma-ganado, en relación con clases de fragmentación de ambientes. Los valores de las clases de índice de fragmentación fueron: Alta: 0 a 2,5; Media: 2,51 a 7,5; Baja: >7,5.

3.12. Distancia a las rutas o caminos principales

La distancia media a las rutas o caminos principales en las áreas con conflicto fue significativamente mayor ($61,4 \pm 109,1$ km) que en aquellas áreas donde no se presentó conflicto ($25,1 \pm 21,4$ km, Test-T: $t=2,02$, g.d.l.=51, $p<0,05$) pero no se encontró una tendencia clara cuando se compararon las clases de distancias y la distribución de las áreas de estudio con y sin conflicto (Test de Fisher: $p=0,47$; Figura 11).

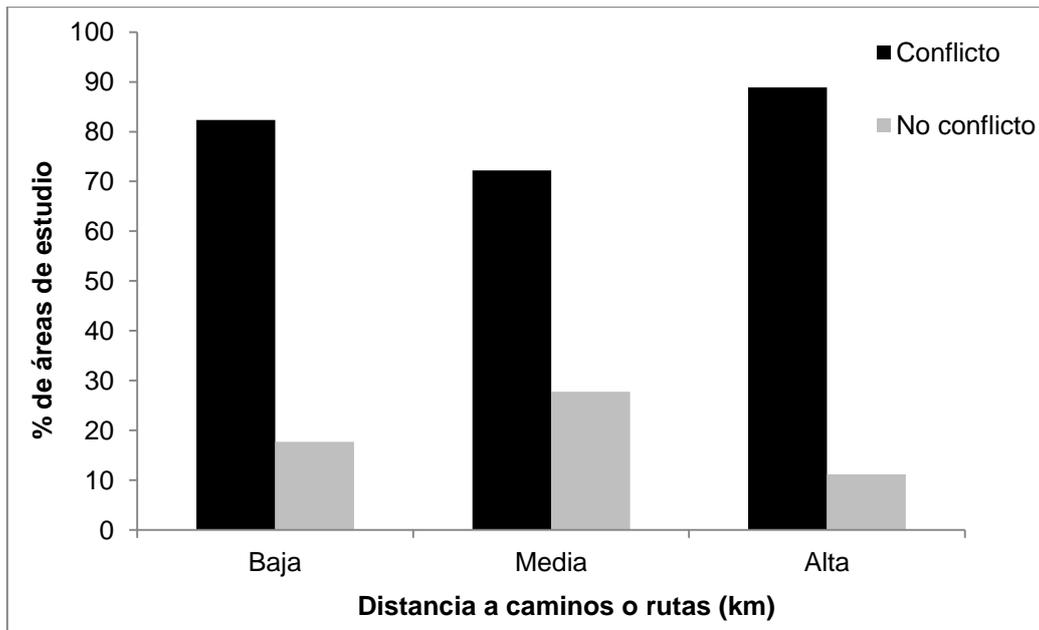


Figura 11. Proporciones de áreas de estudio, con presencia/ausencia de conflicto puma-ganado, relacionadas con clases de distancias a las rutas o caminos principales. Los valores de las clases de distancia fueron: Baja: 0 a 9,9 km; Media: 10 a 50 km; Alta:>50 km.

3.13. Distancia a asentamientos humanos

La distancia media al asentamiento humano más cercano fue similar en las áreas con conflicto y sin conflicto ($160 \pm 125,6$ km y $172,5 \pm 84,7$ km, respectivamente; Test-T: $t=-0,3$; g.d.l.=19, $p=0,3$). Sin embargo, la mayor proporción de áreas con conflicto parecía ocurrir a distancias intermedias (80-160 km) de los asentamientos humanos (Test de Fisher: $p<0,05$; Figura 12).

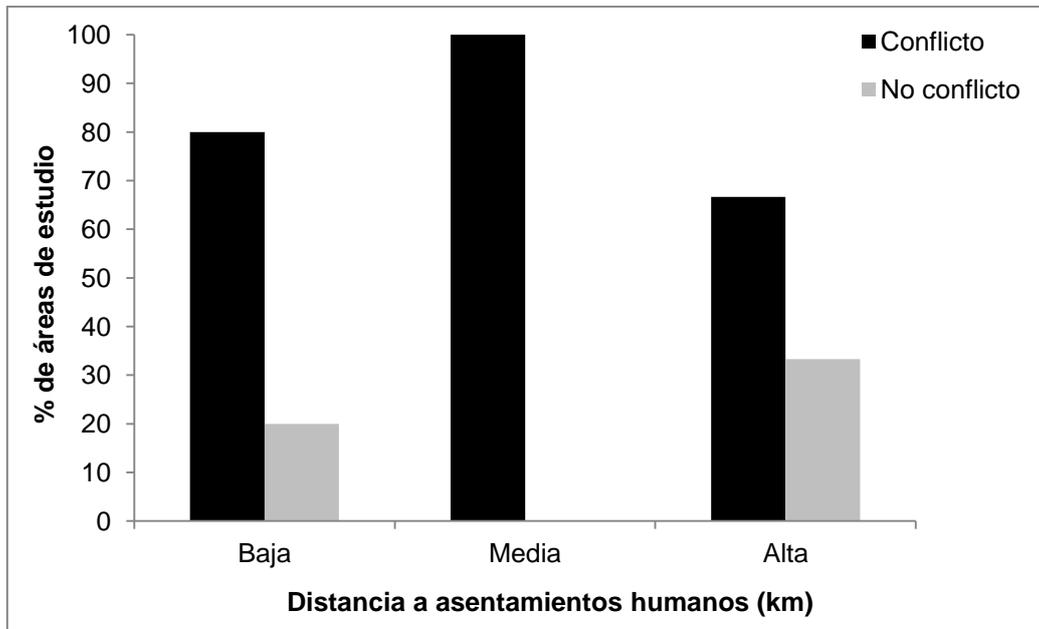


Figura 12. Proporciones de áreas de estudio, con presencia/ausencia de conflicto puma-ganado, relacionadas con clases de distancias a los asentamientos humanos. Los valores de las clases de distancia fueron: Baja: 0 a 80 km; Media: 80,01 a 160 km; Alta:>160 km.

3.14. Índice de impacto humano

El valor medio del índice de impacto humano en las áreas de estudio donde se presentaron conflictos fue similar a aquellas áreas con ausencia de conflictos ($15 \pm 10,6$ y $12,6 \pm 7$, respectivamente; Test-T: $t=0,8$, g.d.l.=20, $p=0,1$). Si bien se puede observar una mayor proporción de áreas con conflicto en correspondencia de valores más altos del índice, dicha relación no resultó significativa (Test de Fisher: $p=0,2$; Figura 13).

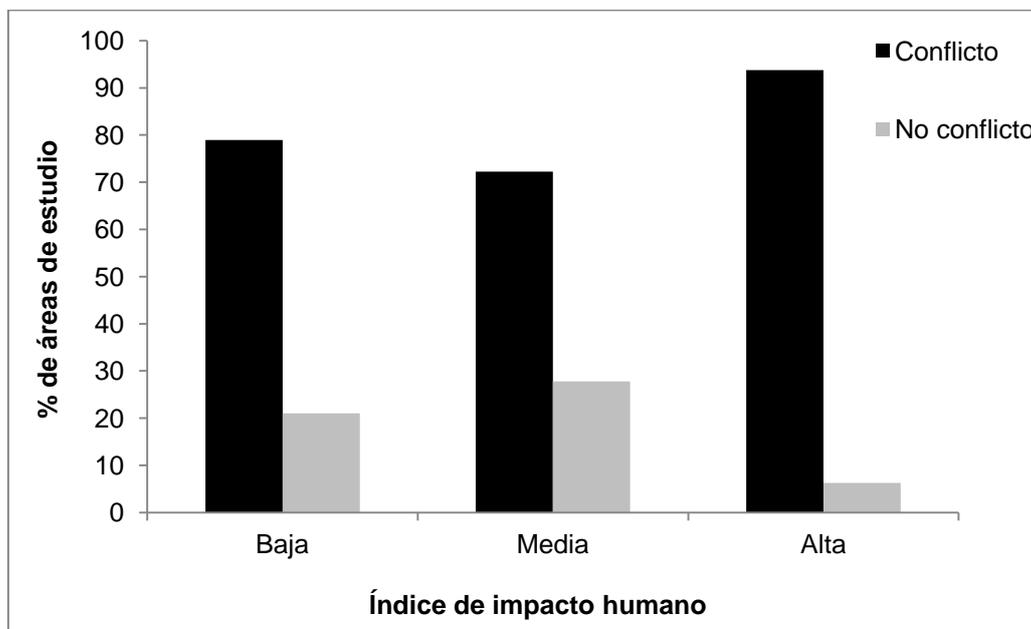


Figura 13. Proporción de áreas de estudio, con presencia/ausencia de conflicto puma-ganado, en relación con clases del índice de impacto humano. Los valores de las clases del índice fueron: Baja: 0 a 8,71; Media: 8,72 a 16; Alta:>16.

3.15. Co-predadores

En el 61,1% de todas las áreas de estudio, los pumas co-ocurrieron con al menos una especie de gran carnívoro (lobo gris, oso pardo, oso negro americano y/o jaguar). El jaguar fue el co-predador más común (66,7% de los casos). El conflicto con los pumas se produjo en proporciones similares de áreas donde otros grandes carnívoros estaban presentes y donde el puma fue el único grande predador (58% y 42%, respectivamente; Test de Fisher: $p=0,3$). El número medio de especies co-predadoras en las áreas con conflicto fue aproximadamente la mitad que en las áreas donde no hubo conflictos ($0,63 \pm 0,57$ y $1,3 \pm 1,25$ especies, respectivamente), pero esta diferencia en la riqueza de especies predadoras tampoco llegó a la significatividad (Test-T: $t=-1,6$, g.d.l.=10, $p=0,06$).

3.16. Técnicas de mitigación

Las técnicas de mitigación se aplicaron y/o fueron propuestas en el 72,1% de las publicaciones con presencia de conflicto ($n=43$). Entre 1 y 5 técnicas fueron citadas por publicación por un total de 54 menciones. Las técnicas de mitigación más citadas (Figura 14)

fueron el control de predadores (33,3% de las menciones y 58,1% de las áreas), mejoras en el manejo/gestión del ganado (22% de las menciones y 38,7% de las áreas) y el encierre nocturno del ganado (20% de las menciones y 35,5% de las áreas).

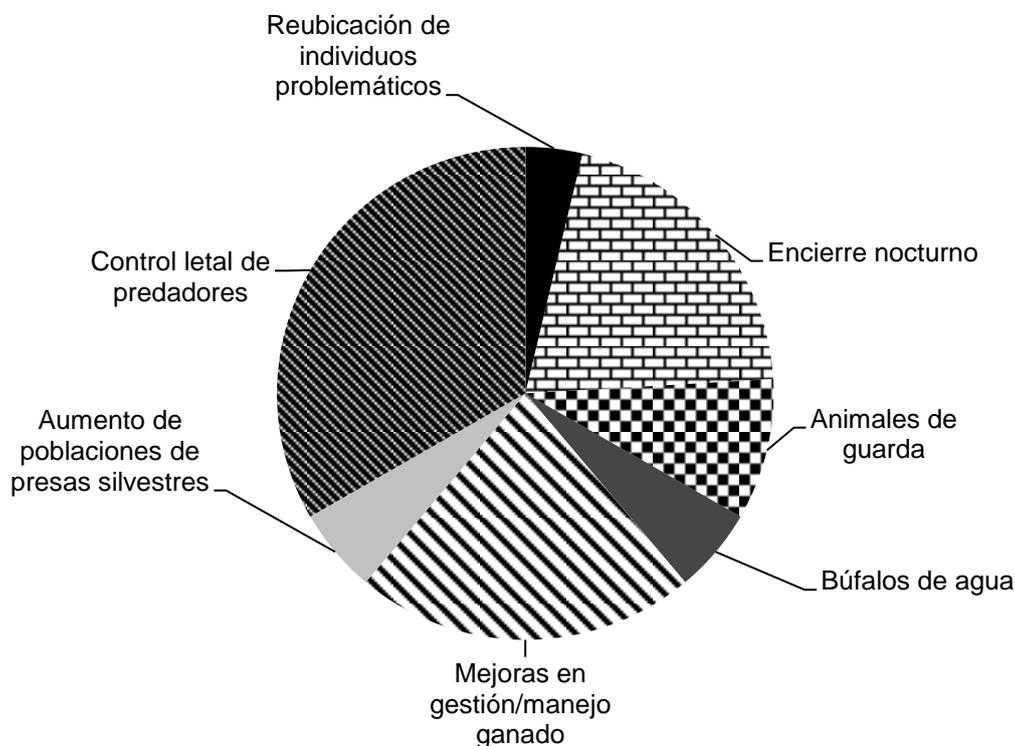


Figura 14. Proporciones de técnicas de mitigación de los conflictos puma-ganado citadas en las publicaciones.

3.17. Correlación de datos

Se obtuvieron ocho variables predictoras a partir de la selección de variables realizada a través de la matriz de correlación (Tabla 4): densidad de ganado bovino ("cattle"), densidad de ganado bovino y ovino ("shoats"), distancia al parche más cercano de arbustos ("dshrub"), distancia al parche más cercano de árboles ("dtree"), distancia al asentamiento humano más cercano ("dtown"), fragmentación de ambientes ("frag"), densidad humana ("denh") y número de especies de co-depredadoras ("copred"). Entonces, para los análisis de los Modelos Lineales Generalizados no se tuvieron en cuenta las variables: "densidad de ganado total", "índice de impacto humano", "distancia a árboles y arbustos", "distancia a la ruta o camino" y "riqueza de ganado".

Como se puede observar en la Tabla 4, la variable "dtown" presentó dos correlaciones negativas y significativas: con el índice de impacto humano y con "dhum" (densidad humana). Sin embargo, se decidió igualmente incluirla en el conjunto final de variables para los Modelos Lineales Generalizados con el fin de considerar una variable más de origen antrópico que, si bien está relacionada con la densidad humana, aporta información de ciudades y pueblos que pueden encontrarse en zonas agro-ganaderas.

Tabla 4. Matriz de correlación con todas las variables consideradas (ver sección 2.7 de éste mismo capítulo). En rojo están las variables con un coeficiente de correlación $\geq 0,5$. Las variables consideradas para los análisis con Modelos Lineales Generalizados aparecen con sus respectivas abreviaturas, y en cursiva, anunciadas en la sección 3.17 de este mismo Capítulo.

	Densidad de ganado total	<i>shoats</i>	<i>cattle</i>	<i>denh</i>	<i>frag</i>	Índice de impacto humano	<i>dtree</i>	<i>dshrub</i>	Distancia a árboles y abrustos	Distancia a la ruta o camino	<i>dtown</i>	<i>copred</i>	Riqueza de ganado
Densidad de ganado total	1	0,51	0,93	0,06	-0,1	0,31	0,02	-0,05	0,13	-0,12	-0,09	-0,07	0,79
<i>shoats</i>		1	0,26	-0,04	-0,1	0,01	0,2	0,05	-0,5	-0,2	0,07	-0,38	0,58
<i>cattle</i>			1	0,1	-0	0,34	-0,01	-0,03	-0,11	-0,15	-0,13	0,05	0,7
<i>denh</i>				1	0,27	0,69	-0,02	0,2	0,16	-0,51	-0,57	0,24	0,006
<i>frag</i>					1	0,12	-0,33	0,46	-0,24	0,09	0,02	0,31	-0,09
Índice de impacto humano						1	0,04	0,25	0,16	-0,56	-0,55	0,22	0,17
<i>dtree</i>							1	-0,35	0,52	-0,21	-0,09	-0,1	0,15
<i>dshrub</i>								1	0,02	-0,11	-0,13	0,24	-0,05
Distancia a árboles y abrustos									1	-0,3	-0,18	0,01	0,01
Distancia a la ruta o camino										1	0,64	-0,22	-0,15
<i>dtown</i>											1	-0,25	-0,1
<i>copred</i>												1	0,06
Riqueza de ganado													1

3.18. Modelos Lineales Generalizados

Las ocho variables anunciadas anteriormente se incluyeron en los MLG binomiales utilizando la presencia/ausencia del conflicto como variable respuesta. A través del proceso de selección basado en valores de $\Delta AICc < 2$, se generaron seis modelos (Tabla 5). Las variables “cattle”, “copred” y “dtree” fueron incluidas en los seis modelos generados, mientras que “dtown” y “shoats” no fueron incluidas en ninguno (Tabla 5).

Tabla 5. Parámetros de los modelos explicativos de la presencia/ausencia del conflicto en las Américas. Se incluyeron solo los modelos con $\Delta AICc < 2$. Variable respuesta: presencia/ausencia de conflicto. Int.: intersección. G.d.l.: grados de libertad; LogL: función de log verosimilitud; AICc: valor del estimador de Akaike ajustado para muestras pequeñas. Δ : diferencia entre los valores de AICc de los modelos generados.

#	Int.	cattle	copred	denh	dshrub	dtown	dtree	frag	shoats	g.d.l.	Log L	AICc	$\Delta AICc$
1	2,8	0,078	-1,076	-	-	-	-0,07	-0,11	-	5	-16,6	44,5	0
2	2,8	0,084	-1,319	0,006	-	-	-0,08	-0,121	-	6	-15,4	44,7	0,17
3	1,9	0,091	-1,32	0,005	-	-	-0,072	-	-	5	-17,2	45,8	1,3
4	1,93	0,071	-1,03	-	-	-	-0,061		-	4	-18,5	45,9	1,46
5	2,61	0,084	-1,03	-	0,017	-	-0,074	-0,131	-	6	-16,2	46,3	1,79
6	2,6	0,089	-1,29	0,006	0,019	-	-0,08	-0,14	-	7	-14,9	46,4	1,91

Debido al alto número (n=6) de modelos seleccionados y a que en estos casos se ha demostrado de escasa utilidad promediar entre modelos (Richards et al. 2011), se siguió el principio de parsimonia y se seleccionó el modelo más simple (es decir aquel con menor número de variables, *sensu* Midlane et al. 2014). En este caso se trata del modelo con las variables que fueron incluidas en todos aquellos con $\Delta AICc$ menor que 2 (es decir “cattle”, “copred” y “dtree”; Tabla 5). La contribución de las tres variables resultó significativa ya que los intervalos de confianza de las mismas no incluían el cero (Tabla 6).

Tabla 6. Modelo con el menor número de variables e intervalos de confianza de las mismas (2,5% y 97,5%). Valor Z: test estadístico Wald. $Pr(>|z|)$: p.

Variables	Estimación	Error estándar	Valor Z	$Pr(> z)$ (p)	2,5%	97,5%
(Int.)	1,93	0,67	2,8	0,004	0,72	3,43
cattle	0,07	0,04	1,47	0,14	0,005	0,2
copred	-1,03	0,46	-2,21	0,02	-2,09	-0,17
tree	-0,06	0,031	-1,91	0,05	-0,16	-0,005

El modelo indica una relación positiva entre la densidad de ganado bovino y la probabilidad de predación de especies ganaderas y una relación negativa entre la

variable de respuesta y el número de co-depredadores y la distancia al parche más cercano de árboles y arbustos (Tabla 6). Esto significaría que a una mayor densidad de especies de ganado bovino, la probabilidad de conflicto aumentaría. Además, el conflicto aumentaría en sitios próximos a los ambientes con mayor cobertura de vegetación y en presencia de una menor cantidad de especies de co-predadores.

4. Discusión

4.1. Análisis individual de las variables predictoras de los conflictos

La revisión global de la información existente sobre el conflicto entre puma y ganadería muestra que, si bien hubo un incremento en el número de publicaciones sobre este tema en las últimas décadas, esta tendencia no parece relacionarse a una mayor atención hacia esta problemática sino al aumento generalizado de las investigaciones (y su sucesiva publicación) sobre mamíferos. Aun cuando América del Sur fue la región con la mayoría de las publicaciones sobre la temática, este fenómeno se estudió sólo en 5 de los 13 países que componen esta región y el número de artículos fue menor de lo esperado en base a la superficie ocupada por el puma en esta parte del continente americano, al contrario de lo que encontramos respecto a las publicaciones en el resto de América. Este contraste entre América del Sur y América del Norte se refuerza si consideramos la diferencia en el número de publicaciones con presencia de conflictos. Se necesita tener en cuenta que en el siglo IXX y XX en Canadá y en Estados Unidos la conservación de la fauna silvestre comenzó a ocupar un rol importante en la sociedad y en la política y, formalmente, en el 2001, se articuló el “Modelo de conservación de la fauna silvestre en América del Norte” (*North American Model of Wildlife Conservation*; Organ et al. 2012), por el cual ambos países se propusieron diferentes desafíos y principios a respetar, entre los cuales podemos citar: 1) los recursos de la vida silvestre son de dominio público, 2) queda regulada la caza de animales silvestres y queda prohibido cazar determinadas especies con un objetivo comercial, 3) se permite cazar ciertas especies con un motivo legítimo, y 4) la ciencia es la herramienta adecuada para reglamentar la protección de la vida silvestre (Organ et al. 2012). México, años más tarde, también comenzó a aplicar un manejo y normativas similares aun si Organ et al. (2012) mencionan que en dicho país, en el pasado, debido a la falta de incentivos para las prácticas de conservación, la fauna silvestre no es considerada un recurso económicamente valioso. Así como sucede para México, podría ocurrir en los otros países de América Central y del Sur. Si bien son sucesos lejanos en el tiempo, las discrepancias entre América Latina y América del Norte con respecto al manejo de la vida silvestre, podrían originarse en históricas divergencias de los contextos políticos y sociales. En la mayoría de los países que

integran América Central y del Sur, la estructura socio-política se origina de aquella española, mientras que América del Norte basó su organización socio-política en un patrimonio inglés-francés (Laundré y Hernández 2010).

Si bien esta revisión no se propuso realizar un análisis específico de los estudios sobre la dieta de puma y que las siguientes conclusiones se basan en un número limitado de artículos, los datos analizados indican que la frecuencia de especies ganaderas en las heces fue baja; y aunque ha sido demostrado que la contribución proporcional de dichos ítems en término de biomasa consumida es elevada (Ackerman et al. 1984), estos resultados apoyan la sugerencia que globalmente el ganado no es recurso importante para los pumas (Iriate et al. 1990, Laundré y Hernández 2010). Esta limitada frecuencia de las especies de interés ganadero en las heces contrasta con la información disponible para otras especies conflictivas de grandes felinos, en las cuales se han registrado contribuciones mayores de animales domésticos en la dieta. Por ejemplo, Bagchi y Mishra (2006) relevaron, a través de la recolección de heces en un santuario de vida silvestre en India, que las especies domésticas constituyeron un 58% (en término de biomasa) de la dieta del leopardo de las nieves *Panthera uncia*. Según estos autores, esta importancia del ganado como recurso alimentario estaba relacionada con la baja diversidad (y densidad) de presas silvestres en su área de estudio (Bagchi y Mishra 2006). En las regiones montañosas del centro de Buthan, la ocurrencia relativa del ganado en la dieta del tigre *Pathera tigris* y del leopardo *Panthera pardus* fue de 44,5% y 73,4%, respectivamente (Wang y Macdonald 2009). Los autores de este trabajo describen que el área posee una baja densidad de presas silvestres (Wang y Macdonald 2009). En la costa oeste de India, Athreya et al. (2014) encontraron que el 87% de la biomasa consumida por el leopardo estaba compuesta por especies domésticas. Estos autores mencionan que la contribución de este tipo de presas a la dieta del leopardo es elevada en áreas con mucha actividad antrópica (Athreya et al. 2014). Es necesario un análisis más detallado sobre la dieta del puma para entender mejor la contribución de especies domésticas a su dieta en relación con las presas silvestres a lo largo de su amplia distribución geográfica; sin embargo parecería que la imagen del puma como especie conflictiva estaría dissociada de la importancia del ganado en la dieta de este gran felino.

En relación a la preferencia de ganado, se observó que los pumas tienden a seleccionar los ovinos y los caprinos sobre los bovinos cuando las tres especies co-ocurrían. Esto podría estar relacionado a la diferencia del tamaño corporal entre los ovinos-caprinos y los bovinos y, a su vez, al tamaño del predador. Además, a diferencia del jaguar, la menor amplitud de apertura mandibular hace que el puma no

sea totalmente apto para atacar bovinos adultos (Kiltie 1984). En conformidad con los resultados que obtuvimos, en el caso del ganado bovino, la predación del puma se concentra principalmente en terneros recién nacidos y menores a 12 meses de edad (Michalski et al. 2006, Palmeira et al. 2008). En particular, Michalski et al. (2006) encontraron que en Mato Grosso, centro oeste de Brasil, los terneros (0-5 meses) representaron más de 2/3 de los ataques por parte del puma y del jaguar y que esa clase de edad fue más susceptible a la predación que cualquier otra. Las crías de bovinos tienden a ser más vulnerables ya que se caracterizan por su extrema curiosidad y limitado comportamiento de defensa con respecto a otras especies de presas silvestres de su misma clase de edad (Scognamillo 2001, Michalski et al. 2006). Los ovinos y los caprinos se encuentran expuestos a predaciones por parte de los carnívoros en varias partes del mundo (Jensen 2002). Además de los pumas, chitas *Acinonyx jubatus*, leones, leopardos, y leopardos de las nieves prefieren ovinos y caprinos, mientras que otros grandes felinos, como tigres y jaguares, tienden a seleccionar presas de mayor tamaño (Inskip y Zimmermann 2009). En particular, los ovinos que se crían de manera extensiva y con poco control por parte de los humanos, se convierten en presas fáciles (Odden et al. 2002). Además, los individuos de esta especie doméstica, cuando se encuentran amenazados por un predador tienden a agruparse en lugar que dispersarse (Jensen 2002). Anaya-Zamora et al. (2017) concluyen que una de las razones por la cual los ovinos en la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda, en México Central, fueron los animales más atacados por puma y jaguar es la conducta dócil de dicha especie doméstica.

Debido a que las áreas protegidas tienen el objetivo de conservar, a largo plazo, la vida silvestre con los servicios ecosistémicos y los valores culturales asociados (Day et al. 2012), se esperaba que dentro de estas áreas el conflicto fuera mínimo o ausente (Borg et al 2016, Borón et al. 2016). Los resultados obtenidos evidenciaron que la presencia de áreas protegidas no limita la ocurrencia del conflicto cuando el ganado es criado dentro de los límites de las mismas, pero que el efecto de un área protegida difiere entre regiones. En América del Norte, ninguno de los estudios con conflicto se encontró en áreas protegidas, indicando que la predación de ganado se concentra en zonas donde la naturaleza no está legalmente protegida. La situación fue diferente en América Central y América del Sur, donde la presencia de conflictos fue común también dentro de parques y reservas. Dicha disimilitud podría deberse a varios factores, entre los cuales diferencias en la extensión de las áreas protegidas en estas regiones, en la densidad de ganado dentro de las áreas protegidas, en la disponibilidad de poblaciones de presas silvestres y en el nivel de protección

efectivamente brindado por las áreas protegidas a las poblaciones de predadores. Se podría esperar que, dentro de los límites de las áreas protegidas, la fauna silvestre mantenga poblaciones saludables. Sin embargo, escasas áreas protegidas poseen la superficie suficiente para mantener poblaciones viables de carnívoros (Landry et al. 2005, Inskip y Zimmermann 2009). Los grandes felinos tienen áreas de acción extensas que frecuentemente se extienden más allá de los límites de las superficies protegidas y alcanzan paisajes dominados por actividades humanas y en las cuales hay presencia de ganado, lo cual puede favorecer la ocurrencia de conflictos (Woodroffe y Ginsberg 1998, Inskip y Zimmermann 2009). Por ejemplo, Franklin et al. (1999) registraron predación de ganado próxima a los límites del Parque Nacional Torres del Paine, en Chile, por parte de un puma con radio-collar cuya área de acción se extendía por afuera de los límites del parque. En Camerún también se registraron patrones similares, donde la predación de ganado por leones aumentó en pueblos muy cercanos a los límites del Parque Nacional Waza, dentro del cual no había ganado (Van Bommel et al. 2007). Un escenario alternativo al anterior se puede dar cuando se cría ganado dentro de las áreas protegidas. En un mosaico de áreas protegidas en Brasil no se encontró una correlación entre la distancia de los sitios de predación por parte del puma de ganado y las áreas protegidas, pero sí se registró una mayor cantidad de ataques en establecimientos ganaderos dentro de las áreas con protección y en la zona *buffer* de las mismas (Schultz et al. 2014). En la Reserva de la Biósfera de Sierra Gorda en México Central, se registró predación de animales domésticos, criados dentro de los límites de la reserva, por parte de puma y jaguar (Anaya-Zamora et al. 2017). En India, ataques a bovinos por parte de los tigres fueron registrados en pueblos dentro y cercanos a la reserva Sariska Tiger (Sekhar 1998). Wang y Macdonald (2006) reportan que los productores ganaderos encuentran dificultades en criar ganado dentro del Parque Nacional Singye Wangchuck en Buthan debido a las predaciones por parte del leopardo, el tigre, el oso negro tibetano *Ursus thibetanus* y el cuon *Cuon alpinus*. Aun si la falta de áreas protegidas es considerada una limitante en la supervivencia de algunos felinos, en determinados escenarios ganaderos, la presencia de una de estas áreas podría llegar a aumentar el conflicto con los humanos (Wang y Macdonald 2006, Inskip y Zimmermann 2009).

Mientras que la diversidad y riqueza de especies de ganado no presentaron una influencia significativa sobre la presencia del conflicto, la densidad total de ganado (ovinos+caprino+bovino), en concordancia con lo esperado, fue mayor en las áreas de estudio con conflicto que en aquellas sin conflicto. Las altas densidades de presas fáciles de preñar y que carecen de sus instintos anti-predatorios representan una

oportunidad especial para los carnívoros (Linnell et al. 1999). Numerosos estudios han intentado relacionar las densidades de ganado y la intensidad de predación por parte de los carnívoros de estas presas, encontrándose resultados contrastantes. En Kenia, los licaones *Lycaon pictus* predaron, en repetidas ocasiones, en sitios con mayores densidades de heces de ovinos y caprinos (Woodroffe y Frank 2005). Mech et al. (2000) reportan que los lobos en Minnesota, EEUU, seleccionaron zonas con abundancia de ganado, y Eggermann et al. (2011), en Portugal, observaron que la densidad de ganado fue mayor en las áreas donde los lobos ocurrían frecuentemente. También hay estudios que reportan resultados diferentes. En Buthan, se encontró que la predación de leopardo estaba fuertemente correlacionada con la densidad de equinos, pero negativamente con aquella de bovinos (Sangay y Vernes 2008). Los autores de este trabajo sugieren que, en esta región, la densidad de bovinos estaba estrictamente asociada con la densidad humana y que sus resultados indicarían una evitación por parte de predadores de áreas con un mayor disturbio antrópico. Un estudio en el Parque Nacional de Iguazú, Brasil, mostró que la predación de jaguar no se relacionaba con la densidad de ganado (de Azevedo 2008). En forma similar, Zarco-González et al. (2013), en un estudio realizado en todo el territorio de México, encontraron un efecto negativo de la densidad de ganado sobre el riesgo de predación por parte de puma. En esta investigación, las densidades de ganado más elevadas se presentaban en la parte central del país, donde se aplica una ganadería intensiva que utiliza corrales y que se encuentra lejana a áreas boscosas donde se presentarían los predadores (Zarco-González et al. 2013).

Una revisión global reciente ha demostrado que cuando la biomasa de presas silvestres disminuye bajo un cierto umbral es más probable que los grandes felinos ataquen especies domésticas (Khorozyan et al. 2015). Si bien en este Capítulo no se estudió la relación entre la disponibilidad de presas silvestres y la de ganado, es posible que el efecto encontrado de la densidad de ganado sobre la presencia de conflictos podría también estar relacionado con la densidad/disponibilidad de presas silvestres (Gervasi et al. 2014). La presencia de ganado en ecosistemas naturales está asociada con alteraciones de los mismos; más en particular, además de que a menudo la ganadería va de la mano del desmonte, aun cuando esto no es el caso, las especies domésticas tienden a compactar la tierra y a evitar la germinación de semillas y poseen efectos negativos en la diversidad estructural de la vegetación, entre otros, que se propagan también a la fauna silvestre (Kauffman y Krueger 1984). Por esto, el pastoreo de especies domésticas suele reducir la disponibilidad de pastura para especies de ungulados silvestres, con las cuales puede haber competencia de forrajeo

(Ruth y Murhpy 2010a), y la cobertura de vegetación, utilizada por las presas silvestres para refugiarse (por ejemplo, el berrendo *Antilocapra americana*; Lee et al. 1998).

A partir de todo lo anunciado se puede hipotetizar que áreas con elevadas densidades de ganado coincidan frecuentemente con regiones más degradadas, tanto desde un punto de vista de la estructura de la vegetación natural como de la disponibilidad de presas silvestres, y que esta situación podría llevar a especies carnívoras y adaptables, como el puma, a cambiar sus hábitos alimentarios y empezar a preñar especies más fáciles, y más disponibles, como el ganado.

En relación con lo anterior, a partir de los resultados obtenidos a través de esta revisión se observó también que el conflicto está más presente en áreas inmersas (distancia=0) en ambientes de bosques y arbustos. Este resultado concuerda con la predicción (Tabla 2) basada en resultados anteriores. Por ejemplo, se observó que en regiones donde el jaguar y el puma co-ocurren, como el Pantanal brasileño, el número de sitios de predación de bovinos atacados por ambos felinos disminuyó al aumentar la distancia a parches de bosques (de Azevedo y Murray 2007). También Michalski et al. (2006), si bien no analizaron directamente la distancia a ambientes boscosos, registraron que la tasa de predación de ganado por parte de pumas y jaguares incrementaba en función de la proporción de bosques dentro de un área con un *buffer* de 5 km alrededor de los sitios de ataque. Resultados similares fueron aquellos de Zarco-González et al. (2013), quienes encontraron que el riesgo de predación de ganado por parte del jaguar en todo México estaba positivamente relacionado con la proporción de bosques. En forma similar a que propusieron estos autores para el jaguar (Michalski et al. 2006, Zarco-González et al. 2013), esta relación entre la cercanía a ambientes que otorgan cobertura de vegetación y la frecuencia de ataques por parte del puma a animales domésticos, podría estar vinculado con los patrones predatorios de la especie. El puma se caracteriza por acechar a sus presas en cortas distancias (Murphy y Ruth 2010); entonces la proximidad de vegetación con cobertura abundante, como la que presentan los ambientes dominados por árboles y arbustos, es esencial para su éxito de caza.

Los resultados de esta revisión, aún si no fueron estadísticamente significativos sugieren que, de acuerdo con la predicción realizada (Tabla 2), las áreas con conflicto presentaron una mayor fragmentación y densidad humana respecto a aquellas sin conflictos. Si bien el puma se puede presentar en ambientes fragmentados y antropizados, tendería a evitar zonas con elevado disturbio antrópico y áreas con elevadas densidades humanas (Pike et al. 1999, Sweanor et al. 2008, Foster et al. 2010, Caruso et al. 2015, 2016) y además resultaría ser sensible a la fragmentación de los ambientes (Crooks 2002). En Brasil, se observó que la modificación y

fragmentación de los ambientes naturales donde ocurren el jaguar y el puma conducen a un aumento del conflicto con los humanos (Michalski et al. 2006). De forma similar, se encontró que la fragmentación del hábitat natural aumentó la predación por parte del jaguar de animales domésticos (Weber y Rabinowitz 1996, de Azevedo y Murray 2007). Una elevada densidad humana se asocia con una intensa actividad antrópica. Por esto, aun cuando no hay estudios que hayan analizado directamente el efecto de la densidad humana sobre la predación de ganado por el puma, los resultados obtenidos están en acuerdo con que los conflictos tenderían a concentrarse en áreas con intensa actividad humana. En California, EEUU, se ha observado que los pumas adultos utilizarían áreas antropizadas cuando las actividades humanas son mínimas (Sweaner et al. 2008) y que la presencia de este felino disminuye con la cercanía y la intensidad de la urbanización (Sweaner et al. 2008, Ordeñana et al. 2010). Los resultados obtenidos también indican que la mayor proporción de áreas con conflicto entre pumas y ganadería se encontraría a distancias intermedias (80-160 km) de los asentamientos humanos. Es posible que esto se deba a que, a la escala espacial a la cual se estuvo trabajando, los dos extremos del rango de distancias consideradas representen situaciones diametralmente opuestas. Las zonas cercanas a las ciudades son de alto riesgo para los grandes carnívoros, a causa de una mayor posibilidad de encuentros con el ser humano y, consecuentemente, de atropellamiento vehicular y caza (Sweaner et al. 2008, Vickers et al. 2015). Al contrario, las áreas muy alejadas de los asentamientos humanos podrían no ser utilizadas para criar ganado o todavía podrían presentar condiciones por las cuales este felino no necesitaría predear especies domésticas.

En relación a las rutas y caminos, se pudo observar que la distancia media a caminos o rutas principales de las áreas con conflicto fue mayor respecto a aquellas sin conflicto. Dichos resultados no concordaron con la predicción realizada (Tabla 2) y parecen contradecir lo discutido anteriormente. Una limitación de los análisis realizados puede estar relacionada con el mapa utilizado, el cual incluía únicamente las rutas o caminos principales y no los caminos secundarios o caminos de tierra, que son aquellos generalmente utilizados por los productores ganaderos (Hoogesteijn y Hoogesteijn 2010). Mapas a gran escala que incluyan estos tipos de caminos son difíciles de encontrar y, a escala más local, hay pocas investigaciones que relacionen el efecto de la distancia a estos caminos y la predación de ganado. En México, por ejemplo, se encontró que la distancia a las rutas estaba asociada a una mayor vulnerabilidad de predación de ganado por parte del jaguar, pero este efecto resultó más débil respecto a otras variables consideradas como la cobertura de vegetación o la proximidad a ambientes ribereños (Rosas-Rosas et al. 2008).

El índice de impacto humano que usamos en esta revisión, como se ha explicado en la Tabla 2, incluye varios factores, como la densidad de población humana, el uso del suelo, las infraestructuras (áreas urbanas, luces nocturnas) y el acceso humano (costas, caminos, ferrocarriles, ríos navegables). Si bien el efecto de esta variable no resultó ser significativa, los resultados reflejan la predicción anunciada, por la cual en los sitios en los cuales el impacto humano es más elevado se presenta una mayor proporción de áreas con conflictos con respecto a donde hay valores menores de este índice (Tabla 2).

Sobre la base de los resultados analizados anteriormente, se puede concluir que si bien se encontró una cierta evidencia de que los conflictos puma-ganadería se darían con mayor frecuencia en áreas con cierto nivel de modificación antrópica que en áreas más prístinas, es posible que la predación de ganado por parte del puma dependa de un conjunto de factores que interactúan entre sí y no del efecto de variables individuales y que, además, la relación entre los conflictos entre ganadería y grandes felinos y diferentes indicadores de actividad humana, de alteración antrópica de los hábitat naturales y de densidad humana es otro tema donde hay necesidad de mayores esfuerzos de investigación.

Los resultados de esta revisión indican que las áreas de estudio con conflicto se encuentran en zonas con una menor cantidad (media) de co-predadores. Dicho resultado se contradice con la predicción propuesta (Tabla 2), basada en el supuesto que la presencia de una mayor cantidad de co-predadores empujaría el puma a alimentarse de presas alternativas “fáciles”, como el ganado. Sin embargo, es posible que el supuesto planteado no sea del todo correcto y se hipotetiza que esta variable podría ser un indicador indirecto del estado de un ecosistema, en el cual la presencia de un mayor número de grandes carnívoros estaría asociada a una gran riqueza, disponibilidad y abundancia de presas silvestres. Los carnívoros son considerados como indicadores de la salud de los ecosistemas, dada su elevada posición en las pirámides tróficas (Crooks et al. 2010, Ordeñana et al. 2010). La diversidad de presas silvestres es importante para mantener la diversidad de especies de felinos y su potencial evolución (Sandom et al. 2017). Sandom et al. (2017) a partir de una revisión de estudios de dieta de felinos a nivel mundial, encontraron una fuerte relación entre la riqueza de especies de grandes felinos y la diversidad de sus presas.

En paisajes ganaderos, cuando se presentan uno o más grandes carnívoros junto al puma, se pueden verificar dos situaciones: a) circunstancias en las cuales hay cierta diversidad de recursos y escaso solapamiento en la dieta entre las especies de carnívoros y la competición entre ellas es relativamente baja; b) circunstancias en las cuales las dietas de estas especies de carnívoros se solapan y éstas compiten entre sí

presentándose una dominancia por parte de una especie (Fuller et al. 2010). La competencia entre carnívoros depende generalmente de patrones, relacionados con el tamaño, la abundancia y la diversidad de las especies presas, la estructura de la comunidad de fauna silvestre y la configuración del hábitat (Ruth y Murphy 2010b, Bhattarai y Kindlmann 2012). Cuando los pumas co-ocurren con otros grandes carnívoros, tienden a evitar el solapamiento espacial, lo cual fue observado en Venezuela con los jaguares (Scognamillo et al. 2003) y en Alberta, donde los pumas evitaron las áreas utilizadas por los lobos y además, presentaron variaciones en su dieta cuando los lobos estaban presentes en el mismo territorio (Kortello et al. 2007). Por otra parte, en un área protegida en Sonora, México, se encontraron evidencias que *P. concolor* no sería una especie subordinada al jaguar y que la presencia de las presas silvestres y sus patrones de actividad poseen un rol importante en la dinámica de co-ocurrencia entre estos carnívoros (Gutiérrez-González y López-González 2017). Estudios similares de co-ocurrencia entre pumas y osos no se encuentran disponibles. Uno de los problemas que afronta *P. concolor* en presencia de otros grandes carnívoros es que sus sitios de predación pueden funcionar como potenciales epicentros de interacciones entre predadores (Allen et al. 2015), lo cual puede llevar a que sea desplazado de los restos de sus presas y tenga que buscar otra fuente de alimento para complementar su ingesta energética (Ruth y Murphy 2010b, Allen et al. 2015). Entonces, al sufrir presión por parte de grandes competidores, un predador puede modificar su dieta o comportamiento como resultado de esta interacción. En particular, la competencia entre dos grandes predadores puede afectar directamente la predación sobre el ganado (Khorozyan et al. 2015).

Regresando al escenario “b” descrito anteriormente, el ganado es una presa relativamente fácil en comparación a las presas silvestres de igual tamaño (Linnell et al. 1999, Palmeira et al. 2008) y es aprovechado especialmente cuando estas últimas, en particular ungulados de mediano y gran dimensiones, son escasos o se encuentran localmente extintos (Khorozyan et al. 2015). En el Parque Nacional de Iguazú, en Brasil, donde el jaguar y el puma co-ocurren, ambas especies fueron responsables de las predaciones de ganado; sin embargo los ataques a las especies domésticas por pumas eran más raros respecto a *P. onca*, aunque, a veces, eran atribuidos al jaguar por los pobladores locales (Conforti y de Azevedo 2003, de Azevedo 2008); asimismo, los pumas fueron más responsables de preñar ovinos (presas de mediano tamaño) y no ganado bovino (de Azevedo 2008). Continuando con áreas donde el jaguar y el puma co-ocurren, en Sonora (México), los jaguares fueron los principales predadores de ganado bovino, seguidos por los pumas (Rosas-Rosas et al. 2008); también

Amador-Alcalá et al. (2013) encontraron, en el sur-este de México, que *P. onca* fue el principal predador de ganado doméstico (bovinos y ovinos).

¿Pero entonces esto implica que, cuando el jaguar y el puma co-ocurren, el principal responsable de las predaciones de domésticos es *P. onca*? No necesariamente. Gutiérrez-González y López-González (2017) mencionan que, según sus evidencias, la predación de ganado por parte de grandes felinos, en el noreste de Sonora, México, podrían estar más relacionados con ataques de puma que con los de *P. onca*. Esto sugiere que se necesita considerar varios factores, entre los cuales la huella humana en el área en la cual se verifica la co-ocurrencia entre grandes carnívoros, ya que las actividades antrópicas pueden afectar directamente las presas a través de la caza y de la competencia con las especies ganaderas. Entonces, bajo este contexto, la caza oportunista de especies domésticas puede presentarse por parte de una especie que necesita un mayor requerimiento energético, como puede ser el jaguar. En general, proponemos que, habiendo una riqueza y disponibilidad de presas silvestres que mantiene una comunidad de grandes predadores, los ataques de animales domésticos por parte del puma serán más raros que en un escenario donde las alteraciones ambientales de origen antrópica hayan sido tales que el puma haya quedado como el único predador tope. Los pumas se encuentran en una variedad de ecosistemas, los cuales pueden incluir áreas agrícola-ganaderas donde los otros grandes carnívoros se han extinguido y donde la disponibilidad y riqueza de presas silvestres es más limitada respecto a áreas más preservadas (como pueden ser aquellas compartidas con otras especies de grandes predadores) donde entonces se vea en una mayor necesidad de preda especies domésticas.

4.2. Modelos Lineales Generalizados

El modelo obtenido indicó que el conflicto puma-ganadería estaría presente en aquellas áreas con una elevada densidad de ganado bovino, próximas a parches de árboles y con un menor número de co-predadores y de esta forma apoya a las conclusiones propuestas anteriormente. En la sección 4.1 de este mismo Capítulo se han discutido, de forma separada, la relación entre la presencia de las predaciones de ganado por parte del puma y la densidad de ganado, la proximidad a los ambientes con mayor cobertura de vegetación y la presencia de co-predadores. Aquí, si bien corresponde mencionar que no se han incluido en el modelado las interacciones entre estas variables, los efectos de las mismas sobre la presencia del conflicto se considerarán en conjunto.

Los análisis de la preferencia de especies de ganado (Sección 3.5), mostraron que, en áreas donde las 3 especies de ganado co-ocurrían, el puma prefirió presas de

tamaño mediano, como las cabras o las ovejas; a pesar de esto, las densidades de estas dos especies no resultaron tener un efecto significativo sobre la probabilidad de predación por parte del puma en el modelo, pero sí se encontró una influencia positiva por parte de la densidad de bovinos. Esto podría deberse a que, en las áreas de estudio, las densidades de ovejas y cabras fueron mucho menores a las de vacuno y, entonces, la densidad de esta última especie podría considerarse como un indicador (*proxy*) de la intensidad de actividades ganaderas en las áreas consideradas. Con respecto al efecto de la vegetación, cabe recordar que *P. concolor* suele estar asociado a hábitats con abundante cobertura de vegetación (Maehr y Cox 1995, Maehr 1996, Kerkhoff et al. 2000); entonces, es de esperarse que áreas en proximidad a ambientes con estas características tendrían mayores probabilidades de ocurrencia de puma y si estas áreas presentan además una alta densidad de ganado bovino, no es sorprendente que en ellas sea mayor la probabilidad de que haya predación de especies domésticas. Zimmermann et al. (2005) afirman que, en América del Sur, especialmente en Venezuela y en Brasil, muchas de las estancias ganaderas se concentran en los hábitats primarios del jaguar y es por eso que el ganado se podría haber convertido en una presa más accesible para este gran felino y no es ilógico pensar que el puma haya experimentado un fenómeno parecido. Algo similar sucede también para los lobos en Estados Unidos y Canadá (Musiani et al. 2003). Igualmente se necesita aclarar que la presencia de ambientes que favorecen la presencia del puma y una elevada densidad de ganado no son los únicos factores que entrarían en juego en el desarrollo de los conflictos. Si bien no fueron medidas en este trabajo, ha sido mostrado que la presencia y disponibilidad de presas silvestres juegan un rol importante en la dieta de los grandes felinos y, por ende, en la decisión de preñar presas alternativas (Khorozyan et al. 2015). Como se ha mencionado anteriormente, las especies domésticas compiten con los ungulados silvestres por el alimento y, además, las modificaciones que conlleva la ganadería en un territorio afectan también negativamente la disponibilidad de vegetación que suele brindar refugio a las presas silvestres. Considerando estos factores, en un escenario donde está presente una producción ganadera extensiva podrían presentarse bajas densidades o limitada disponibilidad de presas silvestres del puma. La presencia de uno o más co-predadores también afectó la variable respuesta en nuestro modelo y estaría asociada a una menor probabilidad de conflicto entre el puma y la ganadería. En la sección 4.1 se hipotizó que esta variable sería un indicador indirecto del estado del ecosistema en cuestión, concluyendo que ecosistemas donde el puma es el carnívoro tope, serían menos “saludables” respecto a paisajes en los cuales convive uno o más co-predadores. Un hábitat adecuado para una determinada especie debería presentar las

condiciones que favorecen principalmente su alimentación y reproducción. Actualmente no existe una estimación general de la cantidad de hábitat adecuado para el puma a lo largo de su distribución, pero sí en algunas regiones. En el Bosque Atlántico del Alto Paraná se ha estimado que sólo el 12% del territorio resultó adecuado para el puma (De Angelo et al. 2011), en el sur del Espinal de Argentina, las áreas altamente aptas fueron sólo el 16,3% (Caruso et al. 2015), mientras que en un estudio sobre el hábitat potencial para pumas en Cumberland Plateau, entre Tennessee y Alabama, EEUU, se estimó que el 50% del área resultaría adecuada para este felino (Moye 2007). Entonces no sería sorprendente esperar que muchas regiones en las cuales vive el puma las presas silvestres se encuentren poco disponibles o ausentes, y que esta situación lleve a este carnívoro a alimentarse también de presas domésticas.

Analizando la dinámica de estas tres variables en conjunto se puede resumir hipotetizando que propiedades ganaderas próximas a ambientes que favorecen la presencia del puma e inmersas en una matriz donde otros grandes predadores y las presas silvestres de este felino resulten escasos, serían el escenario más propenso para la presencia de predaciones de ganado por parte de *P. concolor*. Claramente esta hipótesis necesitaría el aval de datos sobre el efecto de la presencia o disponibilidad de presas silvestres sobre la probabilidad de conflicto entre la ganadería y esta especie ampliamente distribuida en el continente americano.

4.3. Métodos de mitigación

El control letal de predadores, mejoras en el manejo/gestión del ganado y el encierre nocturno fueron los métodos de mitigación de los conflictos principalmente citados en las publicaciones revisadas. Cabe aclarar que los resultados que reportamos se refieren tanto a casos en los cuales los métodos de mitigación enunciados fueron evaluados (estrategias científicamente evaluadas y resultados publicados en bibliografía primaria) como no evaluados científicamente (Inskip y Zimmermann 2009).

El control de predadores es un método utilizado para reducir el conflicto humano-carnívoro y es aplicado legalmente (Treves y Karanth 2003) e ilegalmente (Capítulo V de esta tesis, Liberg et al. 2011). Bajo este contexto, algunos países (o unidades administrativas de países, como es el caso de las provincias argentinas) ofrecen permisos de caza de aquellos individuos “conflictivos”, mientras que la caza ilegal ocurre como método de represalia por parte de los productores (Creel y Rotella 2010, Eeden et al. 2017). Woodroffe y Frank (2005) especulan que la eliminación selectiva de los individuos problemáticos de leones podría haber contribuido a evitar que el comportamiento predatorio hacia el ganado sea aprendido por otros individuos de una

población de este felino ubicada en un área en el norte de Kenia. Por otra parte, un estudio sistemático de este método, realizado sobre osos (negro y grizzly), coyotes *Canis latrans* y leones, sugiere que el 11-71% de los individuos eliminados para prevenir el conflicto no presentaban evidencias de haber predado especies domésticas (Treves y Naughton-Treves 2005). Aunque el efecto del control letal del puma en la producción ganadera nunca ha sido estudiado, la evidencia que la eliminación de carnívoros reduzca las pérdidas de predación sigue siendo equívoca (Berger 2006, McManus et al. 2015). El control de predadores se basa en el supuesto que una disminución en la abundancia de carnívoros llevaría a una disminución de las pérdidas causadas por la predación. Sin embargo, esta interpretación representa una simplificación de la compleja dinámica predador-presa y varios estudios han demostrado que esfuerzos crecientes para controlar las poblaciones de predadores no producen reducciones en la predación del ganado (Graham et al. 2005, Berger 2006, McManus et al. 2015).

En general, el éxito de las técnicas de mitigación puede ser condicional, ya que la estrategia aplicada puede funcionar sólo bajo determinadas condiciones y técnicas de mitigación ineficaces podrían también intensificar los niveles de conflicto (Inskip y Zimmermann 2009). Una reciente revisión bibliográfica de medidas de mitigación encontró que los investigadores se han centrado principalmente en los incentivos económicos, el control letal y los animales guardianes (Eeden et al. 2017) como las técnicas más utilizadas. Este trabajo sugiere que el uso de animales guardianes podría ser la técnica más apropiada, debido a que reduce las pérdidas de ganado y posee un efecto negativo mínimo sobre las poblaciones de carnívoros (Eeden et al. 2017). A través de los análisis de este Capítulo se pudo observar que este método, junto a la reubicación de individuos problemáticos, al aumento de las poblaciones de presas silvestres y la utilización de búfalos de agua, se encuentra entre las técnicas de mitigación menos mencionadas para la reducción de ataques por parte del puma. Las publicaciones que presentan testeos de técnicas de mitigación para reducir la predación por parte del puma son aún escasas y poseen un sesgo geográfico. Soto-Shoender y Giuliano (2011) reportaron que, en Guatemala, se comenzaron a aplicar programas de mitigación de conflictos entre humanos y carnívoros (programas educativos, monitoreo intensivo de la mortalidad de ganado y mejoras en el manejo/gestión) con las poblaciones rurales, obteniendo respuestas positivas por parte de los productores, los cuales estaban a su vez apoyados, a través de dicho programa, por profesionales veterinarios. Los autores concluyen que, sin el desarrollo de dicho apoyo por parte de organismos privados y públicos que permitan superar la falta de conocimientos e iniciativa de los productores, estos últimos no mostraron la

intención de modificar sus prácticas tradicionales de producción ganadera, resultando en una actitud negativa hacia los carnívoros y su conservación (Soto-Shoender y Giuliano 2011). En Costa Rica, en los corredores biológicos Barbilla-Destierro y San Juan-La Selva, desde el 2008 se está conduciendo un proyecto de mitigación de los conflictos en propiedades que presentaban ataques por puma y jaguar y a través de la implementación de estrategias anti-predatorias tales como encierros nocturnos de madera, cercas eléctricas, potreros de maternidad y paritorios y campanas, se ha logrado disminuir el impacto de estos felinos sobre la ganadería (Corrales-Gutiérrez et al. 2016). También, en una propiedad ganadera ubicada en el Pantanal brasilero, el uso de cercas eléctricas ha logrado reducir las pérdidas por predación por jaguar y puma de 3,5% a 0,4% en menos de un año (Hoogesteijn et al. 2016). En el Chaco paraguayo, se han testeado diferentes métodos de mitigación para evitar ataques al ganado por puma y jaguar y se ha observado que la utilización de luces LED ha sido la técnica más eficaz, logrando disminuir las predaciones de un 100% en los sitios instalados (Villalba et al. 2016).

A partir de los datos analizados, se observa una necesidad de más estudios que evalúen los efectos de las diferentes técnicas de mitigación en los diferentes escenarios ganaderos a lo largo del continente americano. Debido a que el puma es una especie con un amplio rango de distribución, los factores que se analizaron en esta revisión (como la presencia de otros co-predadores, la densidad de ganado y la presencia de áreas boscosas) así como otras variables que pueden intervenir en los conflictos, (entre las cuales los contextos socio-económicos, el tipo de manejo ganadero y la disponibilidad de especies preseas silvestres) varían fuertemente a lo largo del área que ocupa y pueden influir en cual método, o combinaciones de métodos, podría ser el más eficaz para reducir las pérdidas por parte de este felino. Resumiendo, dada esta variación de escenarios, no existiría una única solución para mitigar el conflicto sino una combinación de estrategias que tengan en cuenta tanto la dimensión ecológica como aquella humana de los mismos (Hulet et al. 1987, Tumenta et al. 2013).

5. Bibliografía

- Ackerman, B. B., Lindzey, F. G., y Hemker, T. P. (1984). Cougar food habits in southern Utah. *Journal of Wildlife Management*, 4(1), 147-155.
- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19(6), 716-723.
- Allen, M. L., Elbroch, L. M., Wilmers, C. C., y Wittmer, H. U. (2015). The comparative effects of large carnivores on the acquisition of carrion by scavengers. *The American Naturalist*, 185(6), 822-833.

- Amador-Alcalá, S., Naranjo, E. J., y Jiménez-Ferrer, G. (2013). Wildlife predation on livestock and poultry: implications for predator conservation in the rainforest of south-east Mexico. *Oryx*, 47(2), 243-250.
- Amit, R., Gordillo-Chávez, E. J., y Bone, R. (2013). Jaguar and puma attacks on livestock in Costa Rica. *Human–Wildlife Interactions*, 7(1), 77-84.
- Anaya-Zamora, V., López-González, C. A., y Pineda-López, R. F. (2017). Factores asociados al conflicto humano-carnívoro en un Área Natural Protegida en el centro de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 4(11), 381-393.
- Anderson, A. E. (1983). A critical review of literature on puma (*Felis concolor*) (91 pp.). Colorado Division of Wildlife, Fort Collins, Colorado, EEUU.
- Anderson Jr., C. R., y Lindzey, F. G. (2003). Estimating cougar predation rates from GPS location clusters. *Journal of Wildlife Management*, 67(2), 307-316.
- Athreya, V., Odden, M., Linnell, J. D., Krishnaswamy, J., y Karanth, K. U. (2014). A cat among the dogs: leopard *Panthera pardus* diet in a human-dominated landscape in western Maharashtra, India. *Oryx*, 50(1), 156-162.
- Atwood, T. C., Gese, E. M., y Kunkel, K. E. (2007). Comparative patterns of predation by cougars and recolonizing wolves in Montana's Madison Range. *Journal of Wildlife Management*, 71(4), 1098-1106.
- Bagchi, S., y Mishra, C. (2006). Living with large carnivores: predation on livestock by the snow leopard (*Uncia uncia*). *Journal of Zoology*, 268(3), 217-224.
- Bauer, J. W., Logan, K. A., Sweanor, L. L., y Boyce, W. M. (2005). Scavenging behavior in puma. *The Southwestern Naturalist*, 50(4), 466-471.
- Berger, K. M. (2006). Carnivore-livestock conflicts: effects of subsidized predator control and economic correlates on the sheep industry. *Conservation Biology*, 20(3), 751-761.
- Bhattarai, B. P., y Kindlmann, P. (2012). Interactions between Bengal tiger (*Panthera tigris*) and leopard (*Panthera pardus*): implications for their conservation. *Biodiversity and Conservation*, 21(8), 2075-2094.
- Borg, B. L., Arthur, S. M., Bromen, N. A., Cassidy, K. A., McIntyre, R., Smith, D. W., y Prugh, L. R. (2016). Implications of harvest on the boundaries of protected areas for large carnivore viewing opportunities. *PloS One*, 11(4), e0153808.
- Borón, V., Tzanopoulos, J., Gallo, J., Barragan, J., Jaimes-Rodríguez, L., Schaller, G., y Payán, E. (2016). Jaguar densities across human-dominated landscapes in Colombia: the contribution of unprotected areas to long term conservation. *PloS One*, 11(5), e0153973.
- Borón, V., y Payán, E. (2016). Percepción del jaguar en un paisaje dominado por humanos en el Magdalena Medio, Colombia (pp. 269-282). En: Conflictos humanos-felinos América Latina (489 pp.). Eds. Castaño-Uribe, C., Lasso, C. A., Hoogesteijn, R., Díaz-Pulido, A., y Payán, E. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Colombia.
- Branch, L. C., Pessino, M., y Villarreal, D. (1996). Response of pumas to a population decline of the plains vizcacha. *Journal of Mammalogy*, 77(4), 1132-1140.
- Burdett, C. L., Crooks, K. R., Theobald, D. M., Wilson, K. R., Boydston, E. E., Lyren, L. M., Fisher, R. N., Vickers, W. T., Morrison, S. A., y Boyce, W. M. (2010). Interfacing models of wildlife habitat and human development to predict the future distribution of puma habitat. *Ecosphere*, 1(1), 1-21.

- Burgas, A., Amit, R., y Lopez, B. C. (2014). Do attacks by jaguars *Panthera onca* and pumas *Puma concolor* (Carnivora: Felidae) on livestock correlate with species richness and relative abundance of wild prey? *Revista de Biología Tropical*, 62(4), 1459-1467.
- Burnham, K. P., y Anderson, D. R. (2003). Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach (488 pp.). Springer-Verlag, New York, EEUU.
- Bustamante, A., Moreno, R., Rossel, E. A., y Artavia, A. (2014). Depredación del puma (*Puma concolor*) en un bosque neotropical centroamericano. *Revista Latinoamericana de Conservación*, 4(1), 40-45.
- Caruso, N., Guerisoli, M., Luengos Vidal, E. M., Castillo, D., Casanave, E. B., y Lucherini, M. (2015). Modelling the ecological niche of an endangered population of *Puma concolor*: first application of the GNESFA method to an elusive carnivore. *Ecological Modelling*, 297, 11-19.
- Caruso, N., Lucherini, M., Fortin, D., y Casanave, E. B. (2016). Species-specific responses of carnivores to human-induced landscape changes in Central Argentina. *PloS One*, 11(3), e0150488.
- Conforti, V. A., y de Azevedo, F. C. C. (2003). Local perceptions of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in the Iguazú National Park area, south Brasil. *Biological Conservation*, 111(2), 215–221.
- Corrales-Gutiérrez, D., Salom-Pérez, R., y Hoogesteijn, R. (2016). Implementación de estrategias anti-depredatorias en fincas ganaderas ubicadas dentro de dos importantes corredores biológicos de Costa Rica (pp. 151-168). En: Conflictos humanos-felinos América Latina (489 pp.). Eds. Castaño-Uribe, C., Lasso, C. A., Hoogesteijn, R., Díaz-Pulido, A., y Payán, E. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Colombia.
- Crawshaw, P. G. (2003). A personal view on the depredation of domestic animals by large cats in Brazil. *Natureza y Conservação*, 1(1), 71-3.
- Crawshaw, P. G. (2004). Depredation of domestic animals by large cats in Brazil. *Human Dimensions of Wildlife*, 9(4), 329-330.
- Creel, S., y Rotella, J. J. (2010). Meta-analysis of relationships between human offtake, total mortality and population dynamics of gray wolves (*Canis lupus*). *PloS One* 5(9), e12918.
- Crooks, K. R. (2002). Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*, 16(2), 488-502.
- Crooks, K. R., Riley, S. P. D., Gehrt, S. D., Gosselink, T. E., y Van Deelen, T. R. (2010). Community ecology of urban carnivores (pp. 185–196). En: Urban carnivores: ecology, conflict, and conservation (285 pp.). Eds. Gehrt, S. D., Riley, S. P. D., y Cypher, B. L. Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland, EEUU.
- Cunningham, S. C. (1995). Evaluation of the interaction between mountain lions and cattle in the Aravaipa-Klondyke area of southeast Arizona: a final report (64 pp.). Game and Fish Department, Arizona, EEUU.
- Day, J., Dudley, N., Hockings, M., Holmes, G., Laffoley, D., Stolton, S., y Wells, S. (2012). Guidelines for applying the IUCN Protected Area Management Categories to Marine Protected Areas (36 pp.). Gland, Suiza.

- De Angelo, C., Paviolo, A., y Di Bitetti, M. (2011). Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Upper Paraná Atlantic Forest. *Diversity and Distributions*, 17(3), 422–436.
- de Azevedo, F. C. C. y Murray, D. L. (2007). Evaluation of potential factors predisposing livestock to predation by Jaguars. *Journal of Wildlife Management*, 71(7), 2379-2386.
- de Azevedo, F. C. C. (2008). Food habits and livestock depredation of sympatric jaguars and pumas in the Iguacu National Park area, south Brazil. *Biotropica*, 40(4), 494-500.
- de Carvalho Jr., E. A. R., y Morato, R. G. (2013). Factors affecting big cat hunting in Brazilian protected areas. *Tropical Conservation Science*, 6(2), 303-310.
- De la Torre, J. A., y De la Riva, G. (2009). Food habits of pumas (*Puma concolor*) in a semiarid region of central Mexico. *Mastozoología Neotropical*, 16(1), 211-216.
- De Lucca, E. R. (2010). Presencia del puma (*Puma concolor*) y conflicto con el hombre en las Pampas argentinas. *Nótulas Faunísticas*, 48(2), 1-17.
- De Lucca, E. R. (2011). Presencia del Puma (*Puma concolor*) y su conflicto con el hombre en el partido de Patagones, Buenos Aires, Argentina. *Nótulas Faunísticas*, 67(2), 1-13.
- Deustua Aris, I., León de Castro, M. W., y Vásquez Ruesta, P. (2008). Relaciones entre los pobladores rurales y los carnívoros altoandinos del distrito de Anco, centro-Sur del Perú. *Ecología Aplicada*, 7(1), 1-2.
- Di Stefano, J. (2004). A confidence interval approach to data analysis. *Forest Ecology and Management*, 187(2), 173-183.
- Dickson, B. G., Roemer, G. W., McRae, B. H., y Rundall, J. M. (2013). Models of regional habitat quality and connectivity for pumas (*Puma concolor*) in the southwestern United States. *PloS One*, 8(12), e81898.
- Donadio, E., Novaro, A. J., Buskirk, S. W., Wursten, A., Vitali, M. S., y Monteverde, M. J. (2010). Evaluating a potentially strong trophic interaction: pumas and wild camelids in protected areas of Argentina. *Journal of Zoology*, 280(1), 33-40.
- Eeden, L. M., Crowther, M. S., Dickman, C. R., Macdonald, D. W., Ripple, W. J., Ritchie, E. G., y Newsome, T. M. (2017). Managing conflict between large carnivores and livestock. *Conservation Biology*. Disponible sólo online.
- Eggermann, J., da Costa, G. F., Guerra, A. M., Kirchner, W. H., y Petrucci-Fonseca, F. (2011). Presence of Iberian wolf (*Canis lupus signatus*) in relation to land cover, livestock and human influence in Portugal. *Mammalian Biology*, 76(2), 217-221.
- Elbroch, L. M., y Wittmer, H. U. (2012). Puma spatial ecology in open habitats with aggregate prey. *Mammalian Biology* 77(5), 377–384.
- Elbroch, L. M., y Wittmer, H. U. (2013). The effects of puma prey selection and specialization on less abundant prey in Patagonia. *Journal of Mammalogy*, 94(2), 259-268.
- ESRI. (2012). ArcGIS Desktop: Release 10.1. Environmental Systems Research Institute, Redlands, California, EEUU.
- ESRI. (2015a). World street map. Map Service. Redlands, California, EEUU.
- ESRI. (2015b). Human settlement patterns. Map Service. Redlands, California, EEUU.
- Fisher, R. A. (1922). On the interpretation of X^2 from contingency tables, and the calculation of P. *Journal of the Royal Statistical Society*, 85(1), 87–94.

- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2005). Sheep and Goat Density in South America (GeoLayer). FAO GEONETWORK, Roma, Italia.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2005). Global Cattle Density (GeoLayer). FAO GEONETWORK, Roma, Italia.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2014). Global Land Cover Share Database (GeoLayer). FAO GEONETWORK, Roma, Italia.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2015). Global population density estimates. FAO GEONETWORK, Roma, Italia.
- Foster, R. J., Harmsen, B. J., Valdes, B., Pomilla, C., y Doncaster, C. P. (2010). Food habits of sympatric jaguars and pumas across a gradient of human disturbance. *Journal of Zoology*, 280(3), 309-318.
- Franklin, W. L., Johnson, W. E., Sarno, R. J., y Iriarte, J. A. (1999). Ecology of the Patagonia puma *Felis concolor patagonica* in southern Chile. *Biological Conservation*, 90(1), 33-40.
- Fuller, T. K., Destefano, S., y Warren, P. S. (2010). Carnivore behavior and ecology, and relationship with urbanization (pp. 13-19). En: Urban carnivores: ecology, conflict, and conservation (285 pp.). Eds. Gehrt, S. D., Riley, S. P. D., y Cypher, B. L. Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland, EEUU.
- Gallardo, G., Nuñez, A., Pacheco, L. F., y Ruiz-García, M. (2009). Conservación del puma en el Parque Nacional Sajama (Bolivia): estado poblacional y alternativas de manejo. *Mastozoología Neotropical*, 16(1), 59-68.
- García-Alaniz, N., Naranjo, E. J., y Mallory, F. F. (2010). Human-felid interactions in three mestizo communities of the Selva Lacandona, Chiapas, México: benefits, conflicts and traditional uses of species. *Human Ecology*, 38(3), 451–457.
- Gervasi, V., Nilsen, E. B., Odden, J., Bouyer, Y., y Linnell, J. D. C. (2014). The spatio-temporal distribution of wild and domestic ungulates modulates lynx kill rates in a multi-use landscape. *Journal of Zoology*, 292(3), 175-183.
- Gómez-Ortiz, Y., y Monroy-Vilchis, O. (2013). Feeding ecology of puma *Puma concolor* in Mexican montane forests with comments about jaguar *Panthera onca*. *Wildlife Biology*, 19(2), 179-187.
- Goodman, L. A. (1961). Snowball sampling. *The Annals of Mathematical Statistics*, 32(1) 148–170.
- Google. (2014). Google Scholar. California, EEUU. Primer acceso el: 1/04/2014.
- Graham, K., Beckerman, A. P., y Thirgood, S. (2005). Human–predator–prey conflicts: ecological correlates, prey losses and patterns of management. *Biological Conservation*, 122(2), 159-171.
- Grigione, M. M., Beier, P., Hopkins, R. A., Neal, D., Padley, W. D., Schonewald, C. M., y Johnson, M. L. (2002). Ecological and allometric determinants of home-range size for mountain lions (*Puma concolor*). *Animal Conservation*, 5(4), 317–324.
- Gutiérrez-González, C. E., y López-González, C. A. (2017). Jaguar interactions with pumas and prey at the northern edge of jaguars' range. *PeerJ*, 5, e2886.
- Halfpenny, J. C., Sanders, M. R., y McGrath, K. A. (1991). Human-lion interactions in Boulder County, Colorado: past, present and future (pp.10-16). En: Mountain lion-human interaction symposium and workshop (114 pp.). Ed. Braun, C. E. Colorado Division of Wildlife, Denver, Colorado, EEUU.

- Hemson, G. A. (2004). The ecology of conservation of lions: human wildlife conflict in semi-arid Botswana (213 pp.). Tesis de Doctorado, University of Oxford, Oxford, Reino Unido.
- Hernández-Guzmán, A., Payán, E., y Monroy-Vilchis, O. (2011). Hábitos alimentarios del *Puma concolor* (Carnivora: Felidae) en el Parque Nacional Natural Puracé, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 59(3), 1285-1294.
- Hoogesteijn, R., y Hoogesteijn, A. (2008). Conflicts between cattle ranching and large predators in Venezuela: could use of water buffalo facilitate felid conservation? *Oryx*, 42(1), 132-138.
- Hoogesteijn, A., y Hoogesteijn, R. (2010). Cattle ranching and biodiversity conservation as allies in South America's flooded savannas. *Great Plains Research*, 20(1), 37-50.
- Hoogesteijn, A. L., Tortato, F., Hoogesteijn, R., Viana, D., Concone, H. V. B., y Crawshaw Jr., P. (2016). Experiencias en manejo antidepredatorio por jaguares y pumas en el Pantanal de Brasil (pp. 211-226). En: Conflictos humanos-felinos América Latina (489 pp.). Eds. Castaño-Uribe, C., Lasso, C. A., Hoogesteijn, R., Díaz-Pulido, A., y Payán, E. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Colombia.
- Hornocker, M. G., y Negri, S. (Eds.). (2010). Cougar: ecology and conservation (305 pp.). University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EEUU.
- Hulet, C. V., Anderson, D. M., Smith, J. N., y Shupe, W. L. (1987). Bonding of sheep to cattle as an effective technique for predation control. *Applied Animal Behaviour Science*, 19(1-2), 19-25.
- Inskip, C., y Zimmermann, A. (2009). Human-felid conflict: a review of patterns and priorities worldwide. *Oryx*, 43(1), 18–34.
- Iriarte, J. A., Franklin, W. L., Johnson, W. E., y Redford, K. H. (1990). Biogeographic variation of food habits and body size of the America puma. *Oecologia*, 85(2), 185-190.
- IUCN (2014). Terrestrial mammals distribution. The IUCN Red List of Threatened Species. Descargado en: agosto 2015.
- IUCN y UNEP-WCMC (2015). The World Database on Protected Areas (WDPA). Cambridge, Reino Unido. Descargado en: agosto 2015.
- Jensen, P. (2002). The ethology of domestic animals: an introductory text (218 pp.). CABI, Oxfordshire, Reino Unido.
- Kellert, S. R., Black, M., Rush, C. R., y Bath, A. J. (1996). Human culture and large carnivore conservation in North America. *Conservation Biology*, 10(4), 977-990.
- Kerkhoff, A., Milne, B., y Maehr, D. (2000). Toward a panther-centered view of the forests of South Florida. *Conservation Ecology*, 4(1), 1.
- Khorozyan, I., Ghoddousi, A., Soofi, M., y Waltert, M. (2015). Big cats kill more livestock when wild prey reaches a minimum threshold. *Biological Conservation*, 192, 268-275.
- Kiltie, R. A. (1984). Size ratios among sympatric Neotropical cats. *Oecologia*, 61(3), 411-416.
- Kissling, D. W., Fernández, N., y Paruelo, J. M. (2009). Spatial risk assessment of livestock exposure to pumas in Patagonia, Argentina. *Ecography*, 32(5), 807-817.

- Knopff, K. H., Webb, N. F., y Boyce, M. S. (2014). Cougar population status and range expansion in Alberta during 1991–2010. *Wildlife Society Bulletin*, 38(1), 116-121.
- Kortello, A. D., Hurd, T. E., y Murray, D. L. (2007). Interactions between cougars (*Puma concolor*) and gray wolves (*Canis lupus*) in Banff National Park, Alberta. *Ecoscience*, 14(2), 214-222.
- Kauffman, J. B., y Krueger, W. C. (1984). Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications. A review. *Journal of Range Management*, 37(5), 430-438.
- Kruuk, H. (1986). Interactions between Felidae and their prey species: a review (pp. 333-352). En: *Cats of the world: biology, conservation, and management* (501 pp.). Eds. Miller, S. D. y Everett, D. D. National Wildlife Federation, Washington, D.C., EEUU.
- Landry, C., Rsten, W., Linnell, J. D., y Weber, J. M. (2005). Non-lethal techniques for reducing depredation (pp. 49-71). En: *People and wildlife, conflict or co-existence?* (505 pp.). Eds. Woodroffe, R., Thirgood, S., y Rabinowitz, A. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Landré, J. W., y Hernández, L. (2010). What we know about pumas in Latin America (pp. 76-90). En: *Cougar: ecology and conservation* (305 pp.). Eds. Hornocker, M. G., y Negri, S. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EEUU.
- Lee, R. M., Yoakum, J. D., O’Gara, B. W., Pojar, T. M., y Ockenfels, R. A. (1998). Pronghorn management guide (33 pp.). XVIII Pronghorn Antelope Workshop, Prescott, AZ, EEUU.
- Liberg, O., Chapron, G., Wabakken, P., Pedersen, H. C., Hobbs, N. T., y Sand, H. (2011). Shoot, shovel and shut up: cryptic poaching slows restoration of a large carnivore in Europe. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 279(1730), 910-915.
- Linnell, J. D., Odden, J., Smith, M. E., Aanes, R., y Swenson, J. E. (1999). Large carnivores that kill livestock: do “problem individuals” really exist? *Wildlife Society Bulletin*, 27(3), 698-705.
- Llanos, R., Travaini, A., Montanelli, S., y Crespo, E. (2014). Estructura de edades de pumas (*Puma concolor*) cazados bajo el sistema de remoción por recompensas en Patagonia ¿Selectividad u oportunismo en la captura? *Ecología Austral*, 24(3), 311-319.
- Logan, K. A., y Sweanor, L. L. (2001). Desert puma: evolutionary ecology and conservation of an enduring carnivore (463 pp.). Island Press, Washington, D.C., EEUU.
- Loveridge, A. J., Wang, S. W., Frank, L. G., y Seidensticker, J. (2010). People and wild felids: conservation of cats and management of conflicts (pp. 161-195). En: *Biology and conservation of wild felids* (784 pp). Eds. Macdonald, D. W., y Loveridge, A. J. Oxford University Press, Oxford, Reino Unido.
- Lucherini, M., y Merino, M. J. (2008). Perceptions of human–carnivore conflicts in the high Andes of Argentina. *Mountain Research and Development*, 28(1), 81-85.
- Maehr, D. S., y Cox, J. A. (1995). Landscape features and panthers in Florida. *Conservation Biology*, 9(5), 1008-1019.
- Maehr, D. S. (1996). Comparative ecology of bobcat, black bear, and Florida panther in south Florida. *Bulletin of the Florida Museum of Natural History*, 40(1), 1-176.

- Mazzolli, M., Graipel, M. E., y Dunstone, N. (2002). Mountain lion depredation in southern Brasil. *Biological Conservation*, 105(1), 43-51.
- McManus, J., Dickman, A., Gaynor, D., Smuts, B., y Macdonald, D. (2015). Dead or alive? Comparing costs and benefits of lethal and non-lethal human–wildlife conflict mitigation on livestock farms. *Oryx*, 49(4), 687-695.
- Mech, L. D. (2000). Leadership in wolf, *Canis lupus*, packs. *Canadian Field-Naturalist*, 114(2), 259-263.
- Michalski, F., Boulhosa, R. L. P., Faria, A., y Peres, C. A. (2006). Human–wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: determinants of large felid depredation on livestock. *Animal Conservation*, 9(2), 179-188.
- Midlane, N., O’Riain, M. J., Balme, G., Robinson, H. S., Hunter, L. T. B. (2014). On tracks: a spoor-based occupancy survey of lion *Panthera leo* distribution in Kafue National Park, Zambia. *Biological Conservation*, 172, 101-108.
- Miller, J. R., Jhala, Y. V., y Jena, J. (2016). Livestock losses and hotspots of attack from tigers and leopards in Kanha Tiger Reserve, Central India. *Regional Environmental Change*, 16(1), 17-29.
- Mishra, C., Allen, P., McCarthy, T. O. M., Madhusudan, M. D., Bayarjargal, A., y Prins, H. H. (2003). The role of incentive programs in conserving the snow leopard. *Conservation Biology*, 17(6), 1512-1520.
- Monroy-Vilchis, O., Rodríguez-Soto, C., Zarco-González, M., y Urios, V. (2009). Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in central Mexico. *Animal Biology*, 59(2), 145-157.
- Moreno, R. S., y Olmos, M. (2008). Estudio preliminar sobre el problema de la depredación de ganado por jaguares (*Panthera onca*) y pumas (*Puma concolor*) en el Parque Nacional Portobelo, provincia de Colón, Panamá. *Tecnociencia*, 10(1), 85-98.
- Moye, V. (2007). Habitat suitability analysis for mountain lions (*Puma concolor*) on the Southern Cumberland Plateau (23 pp.). Tesis de licenciatura, University of the South, Tennessee, EEUU.
- Murphy, K., y Ruth, T. K. (2010). Diet and prey selection of a perfect predator (pp. 118-138). En: *Cougar: ecology and conservation* (305 pp.). Eds. Hornocker, M. G., y Negri, S. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EEUU.
- Musiani, M., Mamo, C., Boitani, L., Callaghan, C., Gates, C. C., Mattei, L., Visalberghi, E., Breck, S., y Volpi, G. (2003). Wolf depredation trends and the use of fladry barriers to protect livestock in western North America. *Conservation Biology*, 17(6), 1538-1547.
- Newby, J. R., Mills, L. S., Ruth, T. K., Pletscher, D. H., Mitchell, M. S., Quigley, H. B., Murphy, K. M., y DeSimone, R. (2013). Human-caused mortality influences spatial population dynamics: Pumas in landscapes with varying mortality risks. *Biological Conservation*, 159, 230-239.
- Nielsen, C., Thompson, D., Kelly, M., y López-González, C. A. (2015). *Puma concolor* distribution. The IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org/details/18868/0>. Descargado en: diciembre 2016.
- Novack, A. J., Main, M. B., Sunquist, M. E., y Labisky, R. F. (2005). Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *Journal of Zoology*, 267(2), 167-178.

- Novaro, A. J., Funes, M. C., y Walker, S. R. (2000). Ecological extinction of native prey of a carnivore assemblage in Argentine Patagonia. *Biological Conservation*, 91, 25-33.
- Nuñez, R., Miller, B., y Lindzey, F. (2000). Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. *Journal of Zoology*, 252(3), 373-379.
- Odden, J., Linnell, J. D., Moa, P. F., Herfindal, I., Kvam, T., y Andersen, R. (2002). Lynx depredation on domestic sheep in Norway. *Journal of Wildlife Management*, 66(1), 98-105.
- Ordeñana, M. A., Crooks, K. R., Boydston, E. E., Fisher, R. N., Lyren, L. M., Siudyla, S., Hass, D. S., Harris, S., Hathaway, S. A., Turschak, G. M., Miles, A. K., y Van Vuren, D. H. (2010). Effects of urbanization on carnivore species distribution and richness. *Journal of Mammalogy*, 91(6), 1322-1331.
- Organ, J. F., Geist, V., Mahoney, S. P., Williams, S., Krausman, P. R., Batcheller, G. R., Decker, T. A., Carmichael, R., Nanjappa, P., Regan, R., Medellin, R. A., Cantu, R., McCabe, R. E., Craven, S., Vecellio, G. M., y Decker, D. J. (2012). The North American Model of Wildlife Conservation (49 pp.). The Wildlife Society Technical Review 12-04. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, EEUU.
- Pacheco, L. F., Lucero, A., y Villca, M. (2004). Dieta del puma (*Puma concolor*) en el Parque Nacional Sajama, Bolivia y su conflicto con la ganadería. *Ecología en Bolivia*, 39(1), 75-83.
- Palmeira, F. B. L., y Barrella, W. (2007). Conflitos causados pela predação de rebanhos domésticos por grandes felinos em comunidades quilombolas na Mata Atlântica. *Biota Neotropica*, 7(1), 120-128.
- Palmeira, F. B., Crawshaw, P. G., Haddad, C. M., Ferraz, K. M. P., y Verdade, L. M. (2008). Cattle depredation by puma (*Puma concolor*) and jaguar (*Panthera onca*) in central-western Brazil. *Biological Conservation*, 141(1), 118-125.
- Parra-Colorado, J. W., Botero-Botero, Á., y Saavedra-Rodríguez, C. A. (2014). Percepción y uso de mamíferos silvestres por comunidades campesinas andinas de Génova, Quindío, Colombia. *Boletín Científico, Museo de Historia Natural*, 18(1), 78-93.
- Peebles, K. A., Wielgus, R. B., Maletzke, B. T., y Swanson, M. E. (2013). Effects of remedial sport hunting on cougar complaints and livestock depredations. *PLoS One*, 8(11), e79713.
- Peters, F. B., Mazim, F. D., Favarini, M. O., Soares, S. B. G., y de Oliveira, T. G. (2016). Caça preventiva ou retaliativa de felinos por humanos no extremo sul do Brasil (pp. 311-326). En: Conflictos humanos-felinos América Latina (489 pp.). Eds. Castaño-Urbe, C., Lasso, C. A., Hoogesteijn, R., Díaz-Pulido, A., y Payán, E. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Colombia.
- Pia, M. V. (2013a). Trophic interactions between puma and endemic culpeo fox after livestock removal in the high mountains of central Argentina. *Mammalia*, 77(3), 273-283.
- Pia, M. V. (2013b). Evaluación del conflicto entre los carnívoros tope y productores ganaderos colindantes al Parque Nacional Quebrada del Condorito, Sierras Grandes de Córdoba, Argentina. *Nótulas Faunísticas*, 117, 1-10.

- Pike, J. R., Shaw, J. H., Leslie Jr., D. M., y Shaw, M. G. (1999). A geographic analysis of the status of mountain lions in Oklahoma. *Wildlife Society Bulletin*, 27(1), 4-11.
- Polisar, J., Maxit, I., Scognamillo, D., Farrell, L., Sunquist, M. E., y Eisenberg, J. F. (2003). Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation*, 109(2), 297-310.
- R Core Team. (2017). R: a language & environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rau, J. R., y Jiménez, J. E. (2002). Diet of puma (*Puma concolor*, Carnivora: Felidae) in coastal and Andean ranges of southern Chile. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 37(3), 201-205.
- Richards, S. A., Whittingham, M. J., y Stephens, P. A. (2011). Model selection and model averaging in behavioural ecology: the utility of the IT-AIC framework. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65(1), 77-89.
- Rominger, E. M., Whitlaw, H. A., Weybright, D. L., Dunn, W. C., y Ballard, W. B. (2004). The influence of mountain lion predation on bighorn sheep translocations. *Journal of Wildlife Management*, 68(4), 993-999.
- Rosas-Rosas, O. C., Valdez, R., Bender, L. C., y Daniel, D. (2003). Food habits of pumas in northwestern Sonora, Mexico. *Wildlife Society Bulletin*, 31(2), 528-535.
- Rosas-Rosas, O. C., Bender, L. C., y Valdez, R. (2008). Jaguar and puma predation on cattle calves in northeastern Sonora, Mexico. *Rangeland Ecology & Management*, 61(5), 554-560.
- Ruth, T. K., y Murhpy, K. (2010a). Cougar-prey relationship (pp. 138-163). En: Cougar: ecology and conservation (305 pp.). Eds. Hornocker, M. G., y Negri, S. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EEUU.
- Ruth, T. K., y Murhpy, K. (2010b). Competition with other carnivores for prey (pp. 138-163). En: Cougar: ecology and conservation (305 pp.). Eds. Hornocker, M. G., y Negri, S. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EEUU.
- Sandom, C. J., Williams, J., Burnham, D., Dickman, A. J., Hinks, A. E., Macdonald, E. A., y Macdonald, D. W. (2017). Deconstructed cat communities: quantifying the threat to felids from prey defaunation. *Diversity and Distributions*, 23(6), 667-679.
- Sangay, T., y Vernes, K. (2008). Human-wildlife conflict in the Kingdom of Bhutan: patterns of livestock predation by large mammalian carnivores. *Biological Conservation*, 141(5), 1272-1282.
- Schulz, F., Printes, R. C., y Oliveira, L. R. (2014). Depredation of domestic herds by pumas based on farmer's information in Southern Brazil. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 10(1), 73.
- Scognamillo, D. G. (2001). Ecological separation between jaguar and puma in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos (48 pp.). Tesis de Maestría, University of Florida, EEUU.
- Scognamillo, D., Maxit, I. E., Sunquist, M., y Polisar, J. (2003). Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. *Journal of Zoology*, 259(3), 269-279.
- Sekhar, N. U. (1998). Crop and livestock depredation caused by wild animals in protected areas: the case of Sariska Tiger Reserve, Rajasthan, India. *Environmental Conservation*, 25(2), 160-171.

- Shannon, C. E., y Weaver, W. (1949). The mathematical theory of communication (117 pp.). The University of Illinois Press, Urbana, EEUU.
- Soto-Shoender, J. R., y Giuliano, W. M. (2011). Predation on livestock by large carnivores in the tropical lowlands of Guatemala. *Oryx*, 45(4), 561-568.
- Stoner, D. C., Wolfe, M. L., Mecham, C., Mecham, M. B., Durham, S. L., y Choate, D. M. (2013). Dispersal behaviour of a polygynous carnivore: do cougars *Puma concolor* follow source-sink predictions? *Wildlife Biology*, 19(3), 289-301.
- Sweanor, L. L., Logan, K. A., Bauer, J. W., Millsap, B., y Boyce, W. M. (2008). Puma and human spatial and temporal use of a popular California State Park. *Journal of Wildlife Management*, 72(5), 1076-1084.
- Teichman, K. J., Cristescu, B., y Nielsen, S. E. (2013). Does sex matter? Temporal and spatial patterns of cougar-human conflict in British Columbia. *PloS One*, 8(9), e74663.
- Thornton, C., y Quinn, M. S. (2009). Coexisting with cougars: public perceptions, attitudes, and awareness of cougars on the urban-rural fringe of Calgary, Alberta, Canada. *Human-Wildlife Conflicts*, 3(2), 282-295.
- Torres, S. G., Mansfield, T. M., Foley, J. E., Lupo, T., y Brinkhaus, A. (1996). Mountain lion and human activity in California: testing speculations. *Wildlife Society Bulletin*, 24(3), 451-460.
- Treves, A., Jurewicz, R. R., Naughton-Treves, L., Rose, R. A., Willging, R. C., y Wydeven, A. P. (2002). Wolf depredation on domestic animals in Wisconsin, 1976-2000. *Wildlife Society Bulletin*, 30(1), 231-241.
- Treves, A., y Karanth, K. U. (2003). Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conservation Biology*, 17(6), 1491-1499.
- Treves, A., y Naughton-Treves, L. (2005). Evaluating lethal control in the management of human-wildlife conflict (pp. 86-106). En: People and wildlife, conflict or co-existence? (505 pp.). Eds. Woodroffe, R., Thirgood, S., y Rabinowitz, A. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Tumenta, P. N., de longh, H. H., Funston, P. J., y de Haes, H. A. U. (2013). Livestock depredation and mitigation methods practised by resident and nomadic pastoralists around Waza National Park, Cameroon. *Oryx*, 47(02), 237-242.
- Van Bommel, L., Bij de Vaate, M. D., De Boer, W. F., y De longh, H. H. (2007). Factors affecting livestock predation by lions in Cameroon. *African Journal of Ecology*, 45(4), 490-498.
- Verdade, L. M., y Campos, C. B. (2004). How much is a puma worth? Economic compensation as an alternative for the conflict between wildlife conservation and livestock production in Brazil. *Biota Neotropica*, 4(2), 1-4.
- Vickers, T. W., Sanchez, J. N., Johnson, C. K., Morrison, S. A., Botta, R., Smith, T., Cohen, B. S., Huber, P. R., Ernest, H. B., y Boyce, W. M. (2015). Survival and mortality of pumas (*Puma concolor*) in a fragmented, urbanizing landscape. *PloS one*, 10(7), e0131490.
- Villalba, L., Maffei, L., Fleytas, M., y Polisar, J. (2016). Primeras experiencias de mitigación de conflictos entre ganaderos y grandes felinos en estancias de Paraguay (pp. 227-236). En: Conflictos humanos-felinos América Latina (489 pp.). Eds. Castaño-Urbe, C., Lasso, C. A., Hoogesteijn, R., Díaz-Pulido, A., y Payán, E. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Colombia.

- Wang, S. W., y Macdonald, D. W. (2006). Livestock predation by carnivores in Jigme Singye Wangchuck National Park, Bhutan. *Biological Conservation*, 129(4), 558-565.
- Wang, S. W., y Macdonald, D. W. (2009). Feeding habits and niche partitioning in a predator guild composed of tigers, leopards and dholes in a temperate ecosystem in central Bhutan. *Journal of Zoology*, 277(4), 275-283.
- Weaver, J. L., Paquet, P. C., y Ruggiero, L. F. (1996). Resilience and conservation of large carnivores in the Rocky Mountains. *Conservation Biology*, 10(4), 964-976.
- Web of Science ISI. (2014). Primer acceso el: 1/04/2014.
- Weber, W., y Rabinowitz, A. (1996). A global perspective on large carnivore conservation. *Conservation Biology*, 10(4), 1046-1054.
- Wildlife Conservation Society. (2005). Global Human Influence Index (HII) Dataset (Geographic). NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC), Palisades, New York, EE.UU.
- Wilmers, C. C., Wang, Y., Nickel, B., Houghtaling, P., Shakeri, Y., Allen, M. L., Kermish-Wells, J., Yovovich, V., y Williams, T. (2013). Scale dependent behavioral responses to human development by a large predator, the puma. *PLoS One*, 8(4), e60590.
- Woodroffe, R., y Ginsberg, J. R. (1998). Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science*, 280(5372), 2126-2128.
- Woodroffe, R., y Frank, L. G. (2005). Lethal control of African lions (*Panthera leo*): local and regional population impacts. *Animal Conservation*, 8(1), 91-98.
- Yáñez, J. L., Cárdenas, J. C., Gezelle, P., y Jaksić, F. M. (1986). Food habits of the southernmost mountain lions (*Felis concolor*) in South America: natural versus livestocked ranges. *Journal of Mammalogy*, 67(3), 604-606.
- Zacari, M. Á., y Pacheco, L. F. (2005). Depredación vs. problemas sanitarios como causas de mortalidad de ganado camélido en el Parque Nacional Sajama. *Ecología en Bolivia*, 40(2), 58-61.
- Zanin, M., Palomares, F., y Brito, D. (2015). What we (don't) know about the effects of habitat loss and fragmentation on felids. *Oryx*, 49(1), 96-106.
- Zar, J. H. (1999). *Biostatistical analysis* (944 pp.). Prentice Hall, New Jersey, EE.UU.
- Zarco-González, M. M., Monroy-Vilchis, O., Rodríguez-Soto, C., y Urios, V. (2012). Spatial factors and management associated with livestock predations by *Puma concolor* in Central Mexico. *Human Ecology*, 40(4), 631-638.
- Zarco-González, M. M., Monroy-Vilchis, O., y Alaníz, J. (2013). Spatial model of livestock predation by jaguar and puma in Mexico: conservation planning. *Biological Conservation*, 159, 80-87.
- Zeller, K. A., Nijhawan, S., Salom-Pérez, R., Potosme, S. H., y Hines, J. E. (2011). Integrating occupancy modeling and interview data for corridor identification: a case study for jaguars in Nicaragua. *Biological Conservation*, 144(2), 892-901.
- Zimmermann, A., Walpole, M. J., y Leader-Williams, N. (2005). Cattle ranchers' attitudes to conflicts with jaguar *Panthera onca* in the Pantanal of Brazil. *Oryx*, 39(4), 406-412.
- Zuur, A. F., Gende, L. B., Ieno, E. N., Fernandez, N. J., Eguaras, M. J., Fritz, R., Walker, N. J., Saveliev, A. A., y Smith, G. M. (2009). Mixed effects modelling applied on American foulbrood affecting honey bees larvae (pp. 447-458). En: *Mixed effects models and extensions in ecology with R* (574 pp.). Eds. Zuur, A., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., y Smith, G. M. Springer, New York, EE.UU.

**Capítulo III: Uso de hábitat de *Puma concolor*
en un paisaje dominado por
las actividades humanas en el sur del Espinal**



1. Introducción

El concepto general de hábitat hace referencia al lugar en donde se encuentran disponibles los recursos y condiciones que garantizan la existencia de cualquier ser vivo (Garshelis 2000, Montenegro y Acosta 2008). El hábitat es a menudo definido por categorías que corresponden a los requerimientos de la especie y la heterogeneidad espacial de una determinada área afecta los patrones de movimiento, dispersión y comportamiento predatorios de los organismos (Johnson et al. 1992). Entender qué ambientes son más utilizados por una especie o qué factores espaciales pueden influir el comportamiento animal es fundamental para desarrollar medidas de conservación más adecuadas y mejor orientadas (Pulliam y Dunning 1997).

El puma *Puma concolor* es una especie con una extensa distribución geográfica y se caracteriza por poseer una amplia plasticidad ecológica (Nowell y Jackson 1996). No obstante, globalmente su población está decreciendo (Nielsen et al. 2015), principalmente debido a la caza ilegal y la pérdida de hábitat (Logan y Sweanor 2001, De Angelo et al. 2011, Murphy y McDonald 2010). Su presencia puede ser influenciada por diversas variables. Factores antrópicos (actividades agrícola-ganaderas, presencia de caminos, centros habitados, entre otros) y variables como la cobertura vegetal, la topografía, la pendiente, la altitud y la presencia de cuerpos de agua pueden afectar la presencia de este felino, no sólo directamente sino también a través de los efectos que las mismas tienen sobre sus presas (Sweanor et al. 2008, Monroy-Vilchis et al. 2009). Además, distintas características espaciales (estructura de la vegetación y territorio) proveen, por ejemplo, la cobertura necesaria para que esta especie pueda acechar y refugiarse (Logan y Sweanor 2001). El puma, a lo largo de su distribución, se caracteriza por encontrarse también en paisajes dominados por actividades antrópicas (Riley y Malecki 2001) y por tener conflictos con los humanos, principalmente por preñar el ganado doméstico (Rominger et al. 2004, Michalski et al. 2006, Zarco-González et al. 2013, Luengos Vidal et al. 2016). Estudios anteriores, realizados en paisajes con disturbios antrópicos, han mostrado que el puma selecciona negativamente zonas en las cuales los bosques han sido transformados en cultivos (López-González 1994) y positivamente ambientes topográficamente heterogéneos, con una abundante cobertura de vegetación (Riley y Malecki 2001, Silveira 2004), con abundancia de presas silvestres (por ejemplo, ungulados; Riley y Malecki 2001) y áreas lejanas a las rutas y a centros urbanos (Dickson et al. 2005, Caruso et al. 2015). Sin embargo, todavía se conoce muy poco del uso del hábitat de esta especie, en particular en América del Sur, y más aún en paisajes con un intenso uso humano (Mazzolli 2000, Scognamillo et al. 2003, Silveira 2004). Por esta razón, en este Capítulo se plantea brindar nuevas informaciones sobre el uso del hábitat del puma en

un paisaje dominado por las actividades antrópicas en el sur del Espinal. Más específicamente se propone:

- 1- Identificar los principales ambientes que utiliza el puma en el sur del Espinal argentino.
- 2- Evaluar el efecto de la presencia de especies de presas silvestres sobre el uso del espacio de este felino.
- 3- Estudiar cómo los factores antrópicos intervienen en el uso del hábitat del puma.

Las predicciones realizadas son:

- 1- El uso del hábitat del puma se verá afectado positivamente por hábitats semi-cerrados y cerrados.
- 2- Los ambientes con mayor alteración antrópica serán utilizados de forma menos intensa por los pumas.
- 3- La riqueza de presas silvestres tendrá un efecto positivo sobre el uso del hábitat del felino.

En la sección 2.5 de este mismo Capítulo se detallan las variables predictoras asociadas a dichas predicciones.

2. Materiales y métodos

2.1. Recolección de datos

Se realizaron tres campañas de trapeo fotográfico, en tres áreas distintas, entre el 10 de diciembre 2013 y el 20 de noviembre 2014, entre el 25 de noviembre 2014 y 10 de diciembre 2015 y entre el 5 de mayo y 5 de diciembre 2016. Las áreas de estudio incluían, en su totalidad, propiedades privadas; aquellas muestreadas en el 2014 y 2015 se encontraban en el partido de Patagones y el área del 2016 en el partido de Villarino (Figura 1).

Para seleccionar los sitios de muestreo se caracterizó el uso del suelo de las áreas de estudio. Para este fin, se utilizó como base un mapa vectorial de la región proporcionado por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA Estación Experimental Agropecuaria H. Ascasubi) sobre el cual se distribuyeron los sitios proporcionalmente a la superficie de los principales ambientes presentes: cultivo, monte, pastizales con arbustos, pastizal y salinas (ver Capítulo I para su descripción). Además, se trató de dejar una distancia de 5 km entre cada sitio, con el objetivo de reducir la auto-correlación espacial y poder incluir un mayor número de individuos de puma en el área muestreada, teniendo en consideración un rango de tamaño para su área de acción entre 24 y 363 km² (Franklin et al. 1999, Dickson y Beier 2002, Laundré y Loxterman 2007, Elbroch y Wittmer 2012, Penteado 2012).

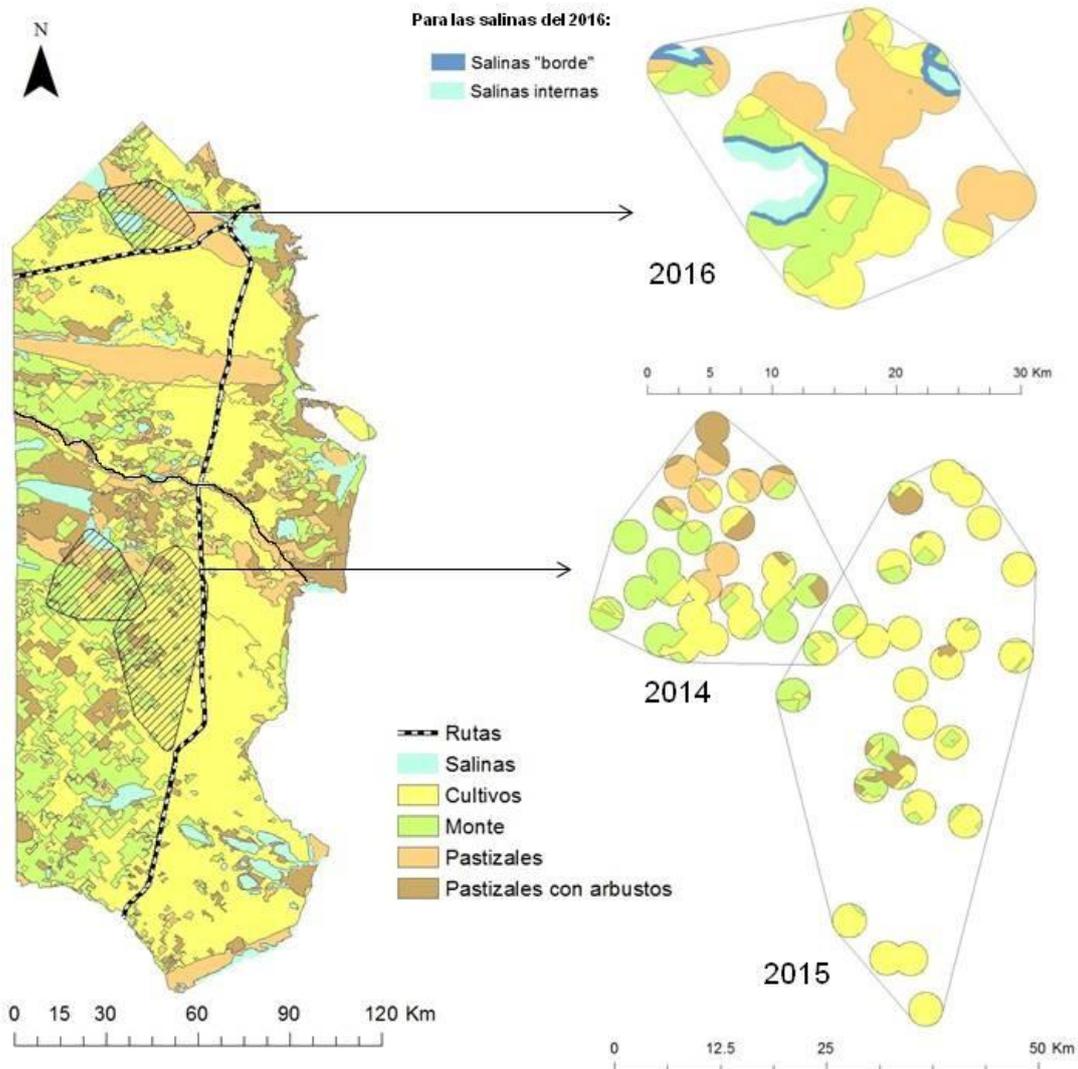


Figura 1. Mapa de los ambientes de los partidos de Villarino y Patagones (provincia de Buenos Aires) con sus respectivas rutas principales, la ruta nacional 22 (de este a oeste) y la ruta nacional 3 (de norte a sur). La línea negra separa los dos partidos, al norte Villarino y al sur Patagones. A la derecha de la figura, se muestran los *buffers* fusionados de los sitios de muestreo fotográfico con los principales ambientes de las tres áreas de estudio en las cuales se estudió el uso del hábitat del puma.

Las cámaras trampa se instalaron en aquellos lugares específicos donde se encontró evidencia de presencia de pumas (huellas y/o heces) o donde las características del ambiente lo hacían propenso a ser utilizado por ellos (caminos, aguadas, bebederos; Figura 2). Para aumentar las probabilidades de obtener fotos del felino, en cada sitio se colocó un cebo odorífero (*Bobcat Urine*® o *Bob Gland Lure*®) a una distancia aproximada de un metro por delante de la cámara trampa (Guarda et al. 2017).



Figura 2. Cámara trampa instalada cerca de un bebedero en el ambiente de monte en el partido de Villarino.

Las cámaras fueron programadas para trabajar continuamente durante las 24 horas y cada 15 días se realizaba un control de todas las estaciones de muestreo a fin de corroborar el correcto funcionamiento de las cámaras y reemplazar las baterías y tarjetas de memoria, en caso de ser necesario. Las cámaras trampa fueron todas digitales y de marca Reconyx®, Bushnell®, Bolyguard®, Scoutguard®, Wildgame® y Acorn®. Las mismas están conectadas a un sensor que se activa en respuesta al movimiento o un cambio en la temperatura, aunque esta última influye sólo en caso de valores extremos.

El esfuerzo total de muestreo se calculó como el producto entre el número de estaciones y el número de días de muestreo (omitiendo aquellos días en los cuales las cámaras no funcionaron; Di Bitetti et al. 2006).

Con el objetivo de describir los sitios muestreados y teniendo en cuenta no sólo las caracterizaciones puntuales sino también las propiedades del hábitat en las inmediaciones, se construyeron áreas búfers - *buffers* - alrededor de cada una de las estaciones de muestreo. El radio de los *buffers* fue de 2 km (correspondiente a una superficie de 12,57 km²) y fue determinado de manera que cada punto de muestreo presentara el menor solapamiento posible con los puntos más cercanos, es decir buscando un compromiso entre la distancia seleccionada en el diseño de muestreo y la disposición espacial final de las cámaras trampa, determinada por las características ambientales y los permisos de acceso que se obtuvieron por parte de los dueños de las propiedades privadas. Para la construcción de las variables predictoras en los análisis del uso de hábitat del puma, se consideró cada sitio, con su *buffer*, como una unidad independiente.

2.2. Áreas de estudio

Con el fin obtener un panorama general, las superficies totales de las tres áreas de muestreo fueron calculadas sobre un mapa creado con los *buffers* fusionados (Figura 1 y 5; utilizando la función *dissolve* del programa ArcGis 10.1®, ESRI 2012) y se determinaron sus características ambientales y catastrales generales.

2014

El área del 2014 se encuentra, aproximadamente, a 50 km de la ruta nacional 3 (Figura 1) y se caracterizó por una mayor superficie de monte (Figura 3). En esta zona el disturbio antrópico fue menor respecto a las áreas del 2015 y 2016 y las principales actividades antrópicas realizadas fueron la ganadería extensiva, la agricultura y la tala de árboles.

2015

Las características principales del área del 2015 fueron su mayor superficie de cultivos (Figura 3) y la ubicación muy próxima a la ruta nacional 3 (Figura 1). La ganadería extensiva y la agricultura fueron las principales actividades antrópicas desarrolladas en este territorio.

2016

El área del 2016 se encuentra muy próxima a la ruta nacional 22 (Figura 1) y se caracterizó principalmente por la gran extensión de pastizales (Figura 3). En esta área se sitúan cuatro salinas, las cuales presentaban extracción de la sal en el momento del muestreo. Si bien la parte interna de dichas salinas contenía agua y no era utilizada por mamíferos, en sus bordes se registraron diversas huellas, indicando un uso frecuente de esta franja por los animales. Por esta razón, se identificaron dos secciones para cada polígono de salina: “salina borde” y “salina interna” (Figura 1 y 3). Para definir “salina borde” se aplicó un *buffer* de 500 m de ancho en el interior del borde del polígono de cada salina. Para la caracterización de los ambientes y sucesivos análisis del área 2016, las superficies de “salina interna” no fueron consideradas. En esta área de estudio la extracción de la sal, la ganadería extensiva y la agricultura fueron las actividades dominantes.

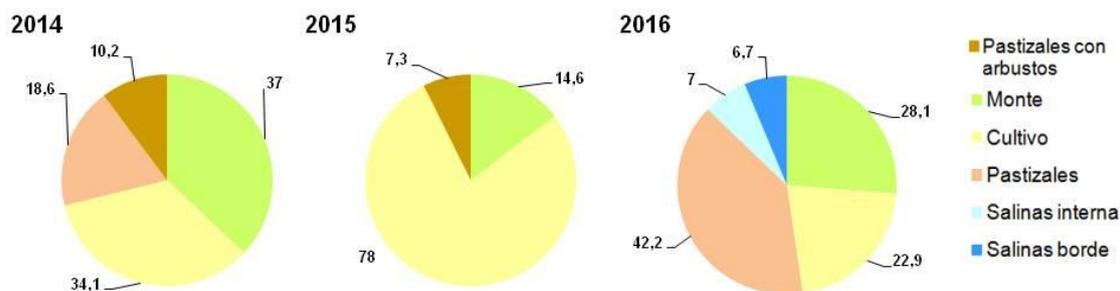


Figura 3. Cobertura, expresada en porcentajes, de los principales ambientes en las tres áreas de los partidos de Villarino y Patagones (provincia de Buenos Aires) en las cuales se realizó el muestreo fotográfico para estudiar el uso del hábitat del puma.

2.3. Caracterización de las áreas: métricas ambientales

Para atribuir a cada buffer el ambiente que lo caracterizaba se calcularon las proporciones de ambientes por *buffer* y se clasificó cada uno de estos con el ambiente que presentaba una proporción $\geq 50\%$. Con el fin de caracterizar la diversidad, distribución y abundancia de los parches de ambientes de cada una de las áreas se utilizaron dos métricas: el índice de diversidad de Shannon (“SDI”, *Shannon’s Diversity Index*; Shannon y Weaver 1949, Nagendra 2002) y el índice de uniformidad de Shannon (“SEI”, *Shannon’s Evenness Index*; Shannon y Weaver 1949, Pielou 1966). Para calcular estos índices se utilizó la herramienta *Patch Analyst* de ArcGis 10.1® (ESRI 2012). El SDI es una medida relativa de la diversidad de parches y adquiere valores nulos ($=0$) cuando hay un único parche en la unidad analizada y asume valores crecientes a medida que aumenta el número de parches diferentes o su distribución proporcional (Figura 4; McGarigal et al. 1994, Nagendra 2002). El SEI mide la distribución y abundancia de los parches que componen la unidad en análisis. Adquiere valores nulos ($=0$) cuando la distribución de los parches es dispareja y sus valores se aproximan a 1 cuando la distribución de los parches es más uniforme (Figura 4).

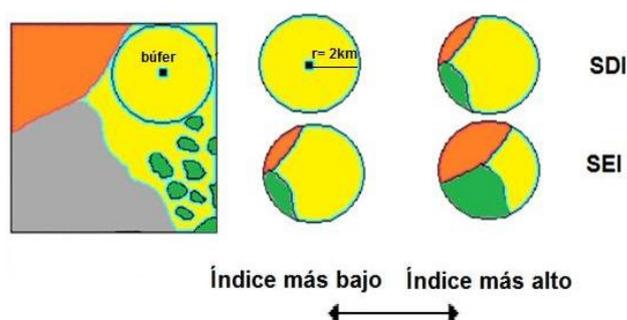


Figura 4. Interpretación ilustrativa de los índices SEI, índice de uniformidad de Shannon y SDI, índice de diversidad de Shannon. Los colores representan ejemplos de diferentes ambientes.

2.4. Caracterización de las áreas: métricas catastrales

En las áreas de estudio se observó que una mayor cantidad de propiedades suele estar relacionada con una mayor intensidad de uso por parte del hombre para desarrollar sus actividades productivas. Por esta razón, se aplicaron las mismas dos métricas, el SDI y el SEI, a las separaciones catastrales, con el objetivo de caracterizar la diversidad, distribución y abundancia de bordes de los potreros/campos de cada una de las áreas. Para entender qué miden y qué valores adquieren los índices SDI y SEI ver sección 2.3 de este mismo Capítulo. Para calcular estos índices se utilizó la herramienta *Patch Analyst* de ArcGis 10.1® (ESRI 2012). En la Figura 5 se puede observar el mapa del catastro del área de estudio.

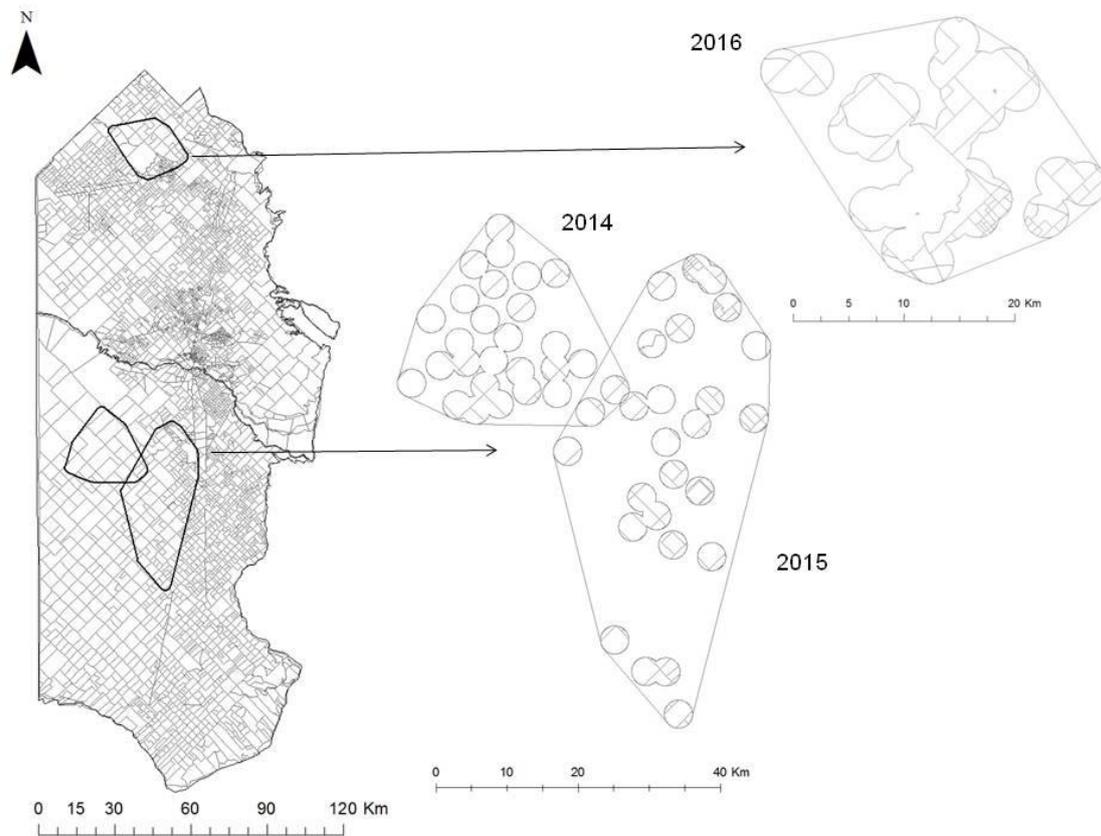


Figura 5. Mapa catastral de los partidos de Villarino y Patagones. A la derecha de esta figura se muestran los *buffers* fusionados del catastro de las tres áreas de estudio en las cuales se estudió el uso del hábitat del puma.

2.5. Variables predictoras en el uso del hábitat de la especie

Cada sitio de muestreo, en cada área de estudio, se caracterizó usando 11 variables que se propusieron capturar los factores que pueden afectar el uso del hábitat del puma en un paisaje alterado y con fuerte presión antrópica (Dickson et al. 2005, Swenor et al. 2008, Foster et al. 2010). Estas variables pueden agruparse en

cuatro grandes categorías: composición del paisaje, diversidad de ambientes, presas silvestres y grado de perturbación antrópica.

2.5.1. Composición del paisaje

Mediante el programa ArcGis 10.1® (ESRI 2012), se calcularon las proporciones de los ambientes dentro del *buffer* de cada sitio de muestreo y las siguientes se incluyeron entre las variables que podrían afectar el uso del hábitat del puma:

- La proporción de cultivos (“cul”), debido a que dicho ambiente posee un alto grado de alteración antrópica y, además, una baja cobertura vegetal.

- La proporción de pastizales (“pa”), debido a que éste representa un ambiente abierto pero escasamente modificado por el hombre y con una cobertura vegetal mayor al cultivo. Se ha observado, en otros estudios en América del Sur, que hábitat similares son utilizados por *P. concolor* para desarrollar sus actividades, como por ejemplo, la caza (Elbroch y Wittmer 2012).

- La proporción de monte y pastizales con arbustos (“parbmon”). Para estos análisis se consideró unificar estos ambientes debido a que, como se ha mencionado anteriormente (Capítulo I), los pastizales con arbustos, en las áreas de estudio, derivan de una sucesión secundaria de desmonte y su grado de cobertura y accesibilidad, al tratarse de un ambiente semi-abierto, es similar al monte abierto presente en la región. Además, la presencia de parches de pastizales con arbustos en los *buffer* resultó ser muy escasa (en 13 sitios de 86) y, por ende, los sitios con valor “0” eran numerosos. Se decidió incluir la variable “parbmon” ya que la cobertura de vegetación juega un rol importante en el uso de hábitat del puma y varios estudios han relacionado la presencia de este felino a zonas con una mayor cobertura de vegetación (por ejemplo, Silveira 2004, Estrada-Hernández 2006, Zúñiga et al. 2009, Caruso et al. 2015).

2.5.2. Riqueza de presas

El puma es una especie que se ve afectada directamente por la abundancia y variaciones poblacionales de sus presas (Sandell 1989, Ruth y Murphy 2010). Cuando la abundancia de presas aumenta, es probable que más individuos del felino sobrevivan y se reproduzcan y, consecuentemente, consuman un mayor número de presas (Caughley y Sinclair 1994, Ruth y Murphy 2010). Al disminuir sus presas, el número de individuos de puma disminuirá por la menor disponibilidad de alimento (Ruth y Murphy 2010). Si bien hubiera sido de gran importancia considerar la disponibilidad de presas para los análisis, se decidió incluir la riqueza de especies presas y no su abundancia dada la falta de información de esta última. Se utilizó la presencia/ausencia de las especies presas obtenidas a través de los registros de las

cámaras trampas de cada sitio; las especies consideradas fueron el guanaco *Lama guanicoe*, el jabalí *Sus scrofa*, la mara *Dolichotis patagonum*, la vizcacha *Lagostomus maximus*, la liebre *Lepus europaeus*, los armadillos (mulita *Dasyopus hybridus*, peludo *Chaetophractus villosus*, piche llorón *C. vellerosus*, y pichi *Zaedyus pichiy*), el ñandú *Rhea americana* y las perdices (la martineta común *Eudromia elegans* y los inanbú común *Nothura maculosa*, pálido *Nothura darwinii* y montaraz *Nothoprocta cinerascens*). Se cuantificó el número de especies por sitio y, sucesivamente para poder comparar los registros entre cámaras trampas con diferentes esfuerzos de muestreo, se dividió por el número de días en los cuales estuvo funcionando la cámara de cada sitio y se creó un índice de riqueza de presas (“rique”) por sitio.

2.5.3. Grado de perturbación antrópica

2.5.3.1. Distancia a los cascos

Los cascos representan lugares donde se concentra el disturbio antrópico en las áreas rurales muestreadas. En los cascos, no sólo desarrollan sus actividades cotidianas las personas que allí viven, sino también se registra la presencia de animales de compañía (perros y gatos), movimiento vehicular y trabajos de mantenimiento mecánica. Entonces, para los análisis, se consideró la variable “distancia a los cascos” (“dcasco”) como medida de disturbio antrópico asociada a los sitios de muestreo. Para medir esta variable, durante las campañas, se georeferenciaron los cascos en uso dentro de las áreas de estudio para poder, sucesivamente, calcular la distancia mínima (en metros) al casco más cercano para cada uno de los sitios. Se usó la herramienta *Near* de ArcGis 10.1® (ESRI 2012) para construir dicha variable.

2.5.3.2. Distancia a caminos rurales y rutas

Las vías de comunicación para los vehículos representan un importante disturbio antrópico para los animales, ya sea por el riesgo de atropellamiento, como por su intenso uso por parte del hombre (Jaeger et al. 2005). Existen dos tipos de vías de comunicación en el área de estudio: las rutas y los caminos rurales. En los partidos de Villarino y Patagones, la ruta nacional 3 y la ruta nacional 22 son las principales vías de comunicación (Figura 1) y son muy utilizadas no sólo por la población local sino también por camiones y autos particulares ya que son las únicas rutas que conectan Bahía Blanca con otras ciudades hacia el sur y hacia el oeste. Por otra parte, los caminos rurales son arterias que nacen en las rutas y conectan casi todas las propiedades privadas de la región. Estas vías poseen un uso relativamente intenso tanto en horas diurnas como nocturnas y en todas las estaciones del año, siendo de gran importancia para la población local. Por todo lo anterior, se consideró la variable

“distancia a caminos rurales y rutas” (“dcami”) como una medida de disturbio antrópico asociada a los sitios. Para cuantificarla, se calculó la distancia mínima de cada sitio de muestreo al camino rural o ruta más cercano utilizando un mapa de las vías. Para construir dicha variable, expresada en metros, se utilizó la herramienta *Near* de ArcGis 10.1® (ESRI 2012).

2.5.3.3. *Fragmentación catastral*

Cada propiedad es una unidad que puede incluir actividades como la cría y/o engorde de ganado doméstico (con su manejo adjunto), arado, sembrado y cosecha, desmonte. Por esta razón, con el objetivo de estimar la intensidad de uso humano, se incluyó una variable de fragmentación catastral, construida utilizando el índice de diversidad de Shannon (“SDIcamp”) aplicado a la cantidad de propiedades que se encuentren dentro de los *buffers*. Como ha sido mencionado anteriormente (sección 2.3), dicho índice mide, en este caso, la diversidad de las propiedades que componen el *buffer*. Para calcular este índice se utilizó la herramienta *Patch Analyst* de ArcGis 10.1® (ESRI 2012).

2.5.4. *Diversidad de ambientes*

En la mayoría de los hábitats, las comunidades de plantas determinan la estructura física del ambiente y, como consecuencia, afectan la distribución e interacción de las especies animales (Tews et al. 2004). Las áreas que se caracterizan por parches con actividades antrópicas intercalados por otros conservados, pueden resultar en mosaicos con estructuras espacialmente complejas y brindar más nichos y diversos recursos para los animales (refugio, alimento; Bazzaz 1975).

Para caracterizar la diversidad de ambientes dentro de las áreas *buffer*, se calcularon diferentes métricas que reflejaran la distribución, abundancia y complejidad de los parches de ambientes y también la densidad y perímetro de bordes de los mismos. En particular, se seleccionó la densidad de bordes (“ED”, *Edge Density*; Daye y Healey 2015), el perímetro total de borde (“TE”, *Total Edge Perimeter of patches*) y los índices de uniformidad de Shannon (SEI) y complejidad de forma (“MSI”, *Mean Shape Index*; McGarigal et al. 1994, Daye y Healey 2015). Para entender qué mide y qué valores adquiere SEI, ver la sección 2.3 de este mismo Capítulo. ED es una medida de densidad, en metros/hectárea, de los bordes, en este caso de parches de ambientes, y sus valores serán siempre ≥ 0 , siendo =0 cuando no se presenta ningún borde en la unidad en análisis y aumentarán, sin límites, al aumentar la longitud de bordes. TE es el perímetro de los bordes de los parches y se expresa según la unidad nativa del mapa utilizado, que en este caso fueron los metros. MSI es una medida de complejidad de forma y sus valores serán siempre ≥ 1 , siendo =1 cuando todos los

parches son circulares, o cuadrados, y aumentarán, sin límites, cuando la forma de los parches es más irregular (McGarigal et al. 1994, Daye y Healey 2015). La Tabla 1 muestra una interpretación del índice MSI. Para calcular estos índices y las métricas ED y TE se utilizó la herramienta *Patch Analyst* de ArcGis 10.1® (ESRI 2012).

Tabla 1. Interpretación ilustrativa del índice de complejidad de forma (MSI) con ejemplos de valores. Al aumentar la irregularidad de los bordes, el índice adquiere valores más altos, mientras que cuando los parches poseen bordes más regulares y menos complejos, el índice adquiere valores cercanos a 1.

Forma parche	Relación borde/superficie	MSI
	Muy alta	4
	Alta	2,8
	Media	1,7
	Baja	1,2

Entonces las variables predictoras consideradas para los análisis del uso del habitat del puma, con sus abreviaciones, y sus respectivos rangos fueron:

1. Composición del paisaje:

- Proporción de cultivo (cul), rango: 0-100.
- Proporción de pastizales (pa), rango: 0-100.
- Proporción de pastizales con arbustos y monte (parbmon), rango: 0-100.

1. Diversidad de ambientes:

- Índice de uniformidad de Shannon (SEI), rango: 0-1.
- Índice de complejidad de forma (MSI), rango: ≥ 1 .
- Densidad de bordes (ED), rango: ≥ 0 .
- Perímetro total de borde (TE), rango: ≥ 0 .

2. Presas silvestres:

- Índice de riqueza de presas silvestres (rique), rango: 0-0,03.

3. Perturbación antrópica:

- Fragmentación catastral (SDIcamp), rango: ≥ 0 .
- Distancia a caminos rurales y rutas (dcami), rango: ≥ 0 .
- Distancia a cascos (dcasco), rango: ≥ 0 .

Para el análisis de los factores que influyen sobre el uso del hábitat por parte del puma se utilizó como variable dependiente la suma del número de eventos fotográficos

independientes obtenidos por sitio. Se consideró como independientes a todas aquellas fotografías cuya hora difería en al menos 30 minutos del resto.

Como medida de dispersión de los valores de las variables analizadas se utilizó la Desviación Estándar (DE).

2.6. *Correlación de datos*

En conformidad con el procedimiento usado en el Capítulo II y con el objetivo de evaluar eventuales relaciones lineales entre algunas de las variables predictoras anunciadas, se comenzó aplicando un análisis de correlación. Se usó la correlación *Kendall* y se testó la significatividad de las mismas evaluando el estadístico *tau* (Kendall 1938). Se consideraron valores del coeficiente de correlación $\geq 0,5$ como indicativos de correlaciones “altas”. Para éste análisis se utilizó la función *cor* del software RStudio 3.3.3 (R Core Team 2017).

2.7. *Análisis de Componentes Principales (ACP)*

Una vez realizada la correlación, se aplicó un análisis de componentes principales con las variables que presentaban una alta correlación estadística entre sí y una relación ecológica, convirtiendo ese conjunto de observaciones de variables en un nuevo conjunto de valores de variables sin correlación lineal llamados componentes principales (Hotelling 1933). Una vez obtenido el resultado del ACP, se realizó una rotación “Varimax” para crear factores con correlaciones altas con un número pequeño de variables y correlaciones nulas en el resto de los factores, quedando así redistribuida la varianza de estos últimos (Kaiser y Srinivasan 1982). Se utilizaron los “pesos” del primer componente de cada uno de los *buffers* para crear una nueva variable (“PC1”). Para este análisis se utilizó la función *principal* del software RStudio 3.3.3 (R Core Team 2017).

2.8. *Modelos Lineales Generalizados Mixtos*

Se utilizaron Modelos Lineales Generalizados Mixtos (MLGM; Zuur et al. 2009), ajustando una distribución binomial negativa, para determinar cuáles de los factores considerados están afectando el uso del hábitat del puma. Esta distribución fue seleccionada dado que la varianza en el número de eventos de puma (la variable respuesta) fue superior a su media y se considera que la distribución binomial negativa es la más apropiada para tomar en cuenta esta sobre-dispersión en la variable a analizar (Lindén y Mäntyniemi 2011). Debido a la variación en el esfuerzo de muestreo entre sitios de muestreo, se agregó al conjunto de variables una variable de exposición (*offset*) correspondiente al esfuerzo. Antes de aplicar los análisis, los datos fueron

normalizados, con excepción del primer componente del APC ya que se trataba de una combinación lineal de datos normalizados.

Para seleccionar los modelos finales, se utilizó el mismo criterio utilizado en el Capítulo II, el Criterio de Información de Akaike (AIC – *Akaike Information Criterion* Akaike 1974) ajustado para muestras pequeñas (AICc, *Akaike Information Criterion corrected*) como una medida de la información perdida para cada modelo con respecto al más adecuado. El valor más bajo de AICc indicó el modelo con mejor ajuste y se consideraron los modelos con $\Delta AICc < 2$ (Burnham y Anderson 2003) como el conjunto final de modelos con el cual avanzar en los análisis. Finalmente, se realizó un promedio de este conjunto de modelos para obtener un solo MLGM. De los dos métodos de promediado, se seleccionó el método “*Full average*” por la más amplia información que permite incluir en la modelización. Una vez obtenido el modelo final, se consideró el Intervalo de Confianza (IC) al 95% de cada una de las variables para seleccionar las que estaban afectando en forma significativa el uso del hábitat del puma, excluyendo las variables cuyo IC incluía el valor “0” (*stable direction of relationship* - Di Stefano 2004, Zeller et al. 2011). Los análisis se realizaron a través de las funciones *glmer.nb* y *dredge* (paquetes “lm4”, “MuMin” y “AICcmodavg”) del software RStudio 3.3.3 (R Core Team 2017). En la Figura 6 se puede observar el proceso de análisis.

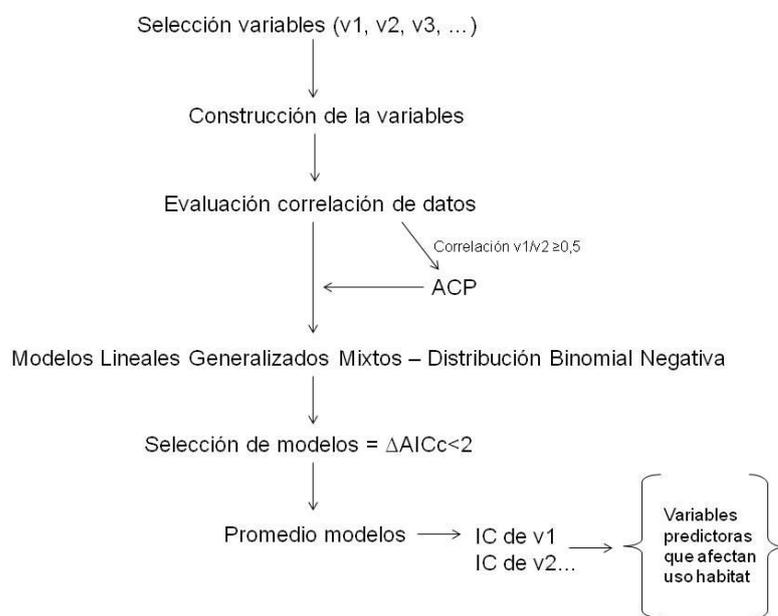


Figura 6. Esquema del proceso de análisis utilizado para seleccionar las variables que afectaron en forma significativa el uso del hábitat del puma en este trabajo.

3. Resultados

3.1. Trampeo fotográfico

Se instalaron un total de 86 sitios distribuidos en las tres áreas, abarcando una superficie de 915 km², y el esfuerzo total de muestreo fue de 302.648 días-trampa (Tabla 3). El cultivo fue el ambiente predominante más frecuente de los *buffers* de los sitios, seguido por el monte y los pastizales (Figura 7).

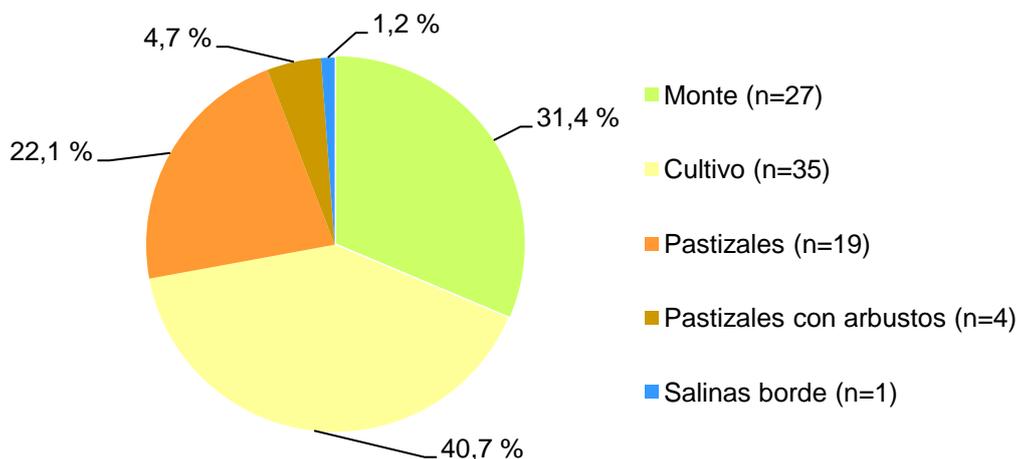


Figura 7. Proporción de los ambientes que mayormente caracterizaron los *buffers* de los sitios de las tres áreas de estudio. Entre paréntesis se encuentra el número de sitios por ambiente.

Entre las tres áreas, la que presentó menor diversidad de ambientes fue la del 2015, siendo la distribución y abundancia de los parches de ambientes muy parecida para las áreas del 2014 y del 2016 (Tabla 2, sección “ambiental”). El área del 2015 también se caracterizó por una mayor diversidad, distribución y abundancia de campos/potreros que las áreas del 2014 y 2016, indicando básicamente una mayor intensidad de uso humano (Figura 5 y Tabla 2, sección “catastral”). Por otra parte el área del 2014 fue la que mostró una menor fragmentación en términos de campos/potreros (Figura 5 y Tabla 2, sección “catastral”). Cabe mencionar que si bien en el área del 2016 había un número mayor de propiedades respecto a la del 2014, el índice SEI de esta área presentó un valor menor (Figura 5, Tabla 2), posiblemente a causa del solapamiento de algunos *buffers*.

Tabla 2. Caracterización de hábitat y catastro de las 3 áreas.

Ambiental			
	2014	2015	2016
SDI	1,49	0,76	1,5
SEI	0,83	0,55	0,83
Catastral			
SDI	2,79	3,84	3,1
SEI	0,83	0,85	0,77

2014

En el área del 2014 se instalaron 28 sitios de muestreo, cubriendo una superficie de 339,3 km², y se registraron 63 eventos de puma en el 67,9% de los mismos (Figura 8, Tabla 3). Esta área, en comparación con las del 2015 y 2016, fue la más extensa y la que presentó un mayor esfuerzo de muestreo; la misma se caracteriza por una menor presencia humana respecto a las otras áreas de estudio y por presentar propiedades ganaderas de mayor tamaño (Figura 5, Tabla 2). En esta área se estimó un promedio de 4,4 ($\pm 1,9$) especies de presas silvestres a partir de los registros de presencia de las mismas en los sitios de muestreo (Figura 9).

Tabla 3. Distribución en las tres áreas muestreadas en el sur del Espinal de los sitios de trampeo fotográfico, el esfuerzo de muestreo (en días trampa), el promedio del esfuerzo por cámara (en días), la superficie ocupada por los *buffers*, los sitios con eventos de puma (% y n°) y el número total de eventos.

Área	N° de Sitios	Esfuerzo total	Esfuerzo promedio por cámara	Superficie (km ²)	% Sitios +	N° de eventos
2014	28	4903,19	175,1	339,3	67,9 (n=19)	63
2015	25	2916,68	116,6	307,3	28 (n=7)	21
2016	33	2801,27	84,8	269,2	27,3 (n=9)	21
Total	86	10621,13	125,5	915	40,7 (n=35)	105



Figura 8. Un macho de puma capturado por una cámara trampa durante la noche en el área de estudio del 2014.

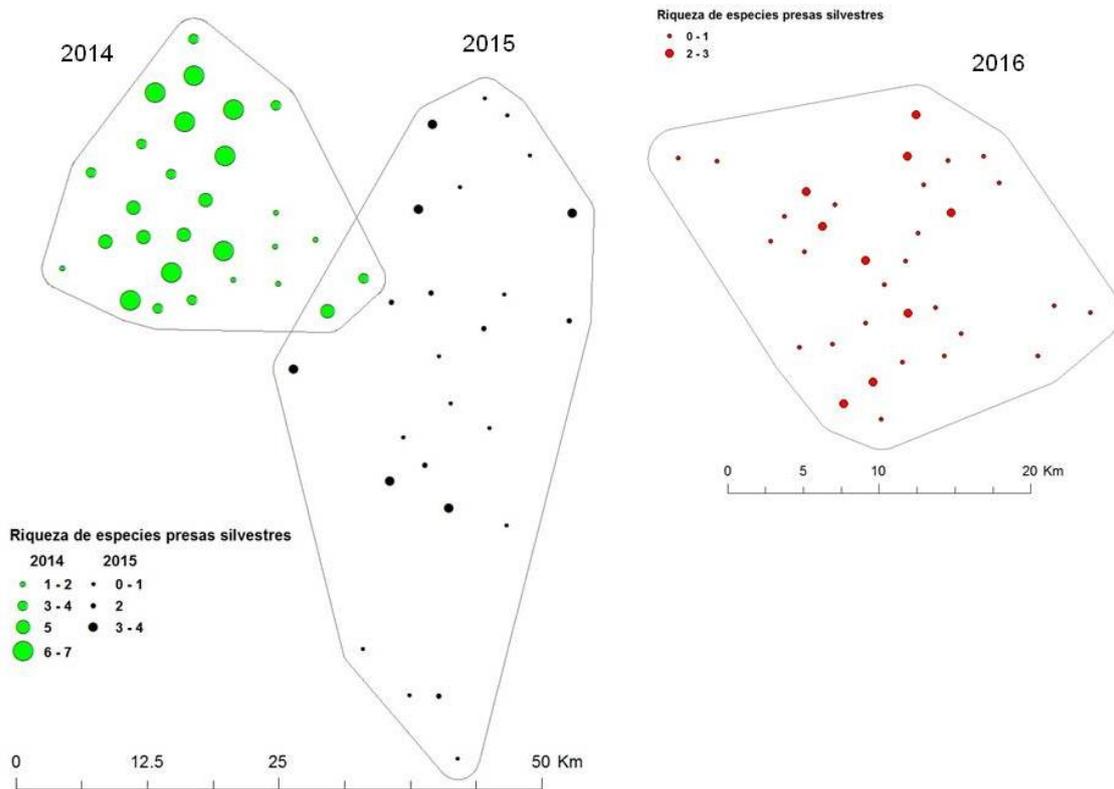


Figura 9. Mapa de las tres áreas de estudio en las cuales se estudió el uso del hábitat del puma con los sitios representados por círculos de tamaños proporcionales a la cantidad de especies presas silvestres (riqueza) registradas por las cámaras trampa.

2015

En el 2015 se instalaron 25 sitios en un área de 307,3 km². En el 28% de ellos se registraron 21 eventos de puma (Tabla 3). Cabe mencionar que en esta área el total de sitios instalados fue de 26, pero por robo de 2 cámaras trampa en uno de los sitios, se decidió continuar con 25. Esta superficie fue la que mayor presencia humana tenía, por proximidad a la ruta nacional 3 y por una mayor cantidad de propiedades (Figura 1 y 5, Tabla 2). A partir de los registros de las cámaras trampa, en esta área se calculó un promedio de 1,6 ($\pm 1,1$) especies presas silvestres (Figura 9).

2016

En el 2016 se colocó un total de 33 sitios, cubriendo una superficie de 269,2 km². Se registraron 21 eventos de puma en el 27,3% de los sitios (Tabla 3). Esta área, si bien se encuentra próxima a la ruta 22, presenta una menor presencia humana respecto a aquella del 2015 (Tabla 2); además cabe mencionar que la franja de pastizales sobre suelo arenosos que la cruza (Figura 1) limita el desarrollo de caminos vecinales y huellas dentro de los campos. El área muestreada en el 2016 fue aquella con la menor riqueza de especies presas silvestres ($0,9 \pm 0,9$ especies; Figura 9).

Debido a que en los muestreos de 2015 y 2016 el número de eventos de puma no fue suficiente para poder analizar los factores que afectan su uso del hábitat en forma separada, se decidió unificar las tres áreas y considerar un total de 105 eventos.

3.2. Correlación de datos

La matriz de correlación presentó 5 pares de variables con valores de coeficiente de correlación mayores a 0,5 (Tabla 4) y cuyos valores de *tau* resultaron ser significativos ($p < 0,05$).

Tabla 4. Resultados de la matriz de correlación de Kendall entre las variables predictoras del uso del hábitat del puma en el sur del Espinal construida para identificar relaciones lineales entre las mismas. Se encuentran marcadas en rojo las correlaciones significativas.

	MSI	TE	ED	SEI	CUL	PA	PARBMON	SDIcampos	DCAMI	DCASCO	RIQUE
MSI	1	0,59	0,60	0,28	-0,05	0,03	0,30	0,01	-0,12	-0,15	0,11
TE		1	0,98	0,53	-0,16	0,06	0,41	-0,08	-0,11	-0,10	0,04
ED			1	0,53	-0,16	0,05	0,43	-0,08	-0,12	-0,09	0,05
SEI				1	-0,13	0,03	0,32	-0,10	-0,09	-0,09	0,09
CUL					1	-0,41	-0,40	0,20	-0,23	0,06	0,01
PA						1	-0,26	0,03	0,12	-0,12	-0,11
PARBMON							1	-0,30	0,03	-0,02	0,13
SDIcampos								1	-0,36	-0,03	-0,19
DCAMI									1	-0,04	0,12
DCASCO										1	0,01
RIQUE											1

3.3. Análisis de componentes principales

Dada la correlación significativa entre MSI, TE, ED y SEI se decidió realizar un ACP para reducir el número de variables y crear una única variable que representara la diversidad de ambientes de los *buffers*. La proporción de variabilidad explicada por el primer componente (PC1) fue de 0,67 (Tabla 5) y aumentó a 0,73 al realizar una rotación "Varimax" (Tabla 6). Las cuatro variables se asociaron al primer componente de manera positiva, aún cuando la contribución de TE es comparativamente baja (*loading* TE=0,18) con respecto a las otras variables (Tabla 5).

Tabla 5. Resultados del Análisis de Componente Principales utilizado para la construcción de una nueva variable (PC1) que incluyó cuatro de las variables predictoras del uso de hábitat del puma en el Espinal que estaban relacionadas entre sí (MSI, TE, ED y SEI).

	PC1	PC2	PC3	PC4
MSI	0,93	-0,09	0,34	0,14
TE	0,18	0,98	0,03	0,00
ED	0,97	-0,08	0,05	-0,21
SEI	0,91	-0,02	-0,41	0,09
Contribución	2,66	0,98	0,28	0,07
Proporción de variabilidad	0,67	0,25	0,07	0,02
Variabilidad acumulada	0,67	0,91	0,98	1

Tabla 6. Resultados del ACP con rotación “Varimax” entre las variables MSI, TE, ED y SEI utilizada para crear factores con correlaciones altas con un número pequeño de variables y correlaciones nulas en el resto de los factores.

	RC1	RC2
MSI	0,93	0,01
TE	0,07	1,00
ED	0,98	0,03
SEI	0,91	0,08
Contribución	2,64	1,00
Proporción de variabilidad	0,66	0,25
Variabilidad acumulada	0,66	0,91
Proporción explicada	0,73	0,27
Proporción acumulada	0,73	1,00

3.4. Modelos Lineales Generalizados Mixtos con distribución binomial negativa

Sobre la base de los resultados anteriores, en el MLGM se incluyeron 8 variables explicativas: la proporción de cultivos (cul), la proporción de pastizales (pa), la proporción de pastizales con arbustos y monte (parbmon), la riqueza de especies presas silvestres (rique), la distancia a caminos rurales y rutas (dcami), la distancia a cascos de estancias (dcasco), la fragmentación catastral (SDIcamp) y la diversidad de hábitat (PC1).

A través del proceso de selección basado en valores de $\Delta AICc < 2$ se generaron dos modelos (Tabla 7). Las variables “dcami”, “cul” y “pa” no fueron incluidas en ninguno de ellos. La variable “dcasco” formó parte únicamente de uno de los dos modelos, mientras que las variables “parbmon”, “PC1”, “rique” y “SDIcampos” fueron consideradas en ambos (Tabla 7).

Tabla 7. Parámetros de los modelos explicativos del uso del hábitat del puma en el sur del Espinal. Se incluyeron solo los modelos con AICc menor y no distinguibles entre ellos (criterio tenido en cuenta: $\Delta < 2$). Variable de respuesta: número de eventos de puma por sitio. Int: intersección. gdl: grados de libertad; LogLik: función de log verosimilitud; AICc: valor del estimador de Akaike ajustado para muestras pequeñas. Δ : diferencia entre los valores de AICc.

#	Int.	Cul	dcami	dcasco	pa	parbmon	PC1	SDIcamp	rique	gdl	LogLik	AICc	Δ
1	-5	-	-	-	-	0,418	0,7	-0,64	0,54	7	-99,8	215	0
2	-5	-	-	0,3	-	0,441	0,9	-0,65	0,58	8	-99	216	0,8

Tabla 8. Promedio (obtenido a través del método *Full average*) del valor de estimación de las variables incluidas en los modelos con AICc menor y no distinguibles entre ellos (criterio tenido en cuenta: $\Delta < 2$) e intervalos de confianza de las mismas (2,5% y 97,5%). Valor Z: test estadístico Wald. $\text{Pr}(>|z|)$: *p*.

Variables	Estimación	Error estándar	Valor Z	Pr(> z)	2,5%	97,5%
				(p)		
(Int.)	-5,39	0,24	22	<2e-16	-5,8	-4,9
parbmon	0,42	0,16	2,52	0,001	0,09	0,7
PC1	0,79	0,23	3,2	0,001	0,31	1,26
rique	0,56	0,21	2,5	0,01	0,12	0,99
SDIcamp	-0,64	0,2	3,1	0,001	-1,05	-0,24
dcasco	0,12	0,21	0,57	0,56	-0,16	0,77

El análisis del promedio de los modelos y de los intervalos de confianza (Tabla 8) muestra que la proporción de pastizales con arbustos y monte (*parbmon*), la riqueza de especies presas silvestres (*rique*), la fragmentación catastral (*SDIcamp*) y la diversidad de hábitat (*PC1*) fueron las variables que afectaron de manera significativa el uso del hábitat del puma en el conjunto de las tres áreas de estudio. La distancia a cascós (*dcasco*) no resultó ser significativa en estos análisis y, además, su intervalo de confianza incluyó el "0" (Tabla 8). En síntesis, los resultados obtenidos indican que el uso del hábitat del puma fue afectado por dos variables relacionadas con la composición del paisaje y diversidad de ambientes, una única que se relaciona con la presencia de presas silvestres y por una variable de perturbación antrópica.

La relación entre la variable de proporción de pastizales con arbustos y monte y el número de eventos de puma resultó de signo positivo, lo que significaría que a mayor proporción de dichos ambientes correspondió una mayor intensidad de uso por parte de este felino. La riqueza de presas silvestres también asumió un signo positivo, indicando que el puma prefiere usar áreas con un número mayor de especies presas. Con respecto a *PC1*, cabe recordar que esta variable incluye las métricas: índice de uniformidad de Shannon (*SEI*), índice de complejidad de forma (*MSI*), densidad de bordes (*ED*) y perímetro total de borde (*TE*) y que todas éstas se habían asociado al primer componente del ACP de manera positiva (Tabla 5). Debido a esto, el signo positivo del componente *PC1* significaría que el uso del hábitat del puma es más intenso en correspondencia de una mayor variedad de ambientes dentro del *buffer*. La única variable asociada negativamente con la intensidad de uso del espacio del puma fue la de fragmentación catastral, lo cual indicaría que en zonas con una mayor cantidad de propiedades y por lo tanto, mayor intensidad de uso humano, se registró una menor intensidad de uso del puma.

4. Discusión y conclusiones

Como ha sido mencionado previamente, el puma utilizará los hábitats en los que pueda desarrollar sus actividades y donde encuentre características asociadas a los recursos que necesitaría para reproducirse y sobrevivir. Es decir, las variables que afecten positivamente y negativamente el uso del espacio por la especie indicarían estrategias del comportamiento del puma a una determinada área.

Las tres áreas muestreadas presentaban diferencias en su composición del paisaje, diversidad de ambientes e intensidad de uso humano. Si bien se observaron diferencias en la cantidad de registros y de sitios con fotos de pumas, que sugerirían un efecto sobre el uso del hábitat por parte del felino, no fue posible analizarlas de manera separada debido al bajo número de muestras en dos de las áreas (Tabla 3). Sin embargo, analizando el conjunto de los registros de puma, se evidenciaron variables con efectos significativos sobre el uso del hábitat de la especie que reflejan las diferencias observadas entre las tres áreas.

La proporción de pastizales con arbustos y monte influyó positivamente sobre su uso del hábitat. El monte es el hábitat con mayor cobertura de vegetación que presenta el área de estudio y puede brindar a la especie un espacio para refugiarse o para desplazarse sin ser visto. En el Chaco Paraguayo, se observó como los bosques serían utilizados por diferentes especies, en particular *P. concolor*, para desplazarse (Areskoug 2001), mientras que en el Cerrado (Brasil), se registró que este felino utiliza los bosques en forma mayor que otros ambientes para desarrollar sus actividades (Silveira 2004). Los pastizales con arbustos representan ambientes similares a los de monte, pero menos cerrados y podrían brindar al puma las características necesarias para cazar, debido a que este ambiente presenta una cobertura apta para esconderse y acechar, y, al mismo tiempo, espacios abiertos que le permitan perseguir y alcanzar a sus presas (Laundré 2010). Cabe recordar que típicamente los felinos, y en particular los pumas, son predadores con una gran aceleración por períodos breves, pero no están adaptados a perseguir a sus presas por largas distancias (Gonyea 1976, Murphy y Ruth 2010). Al ser una especie cuya mejor estrategia de caza es el acecho (Gonyea 1976, Beier et al. 1995), el puma se asocia a ambientes dominados por cobertura vegetal y accidentes topográficos y su éxito de caza dependerá de la distancia a la cual consigue acercarse a la presa, alcanzando un pico a distancias muy cortas (<2 metros; Beier et al. 1995, Holmes y Laundré 2006). Entonces, la presencia de ambientes semi-abiertos y/o la combinación de ambientes cerrados cercanos a ambientes abiertos puede influir positivamente en la eficacia de su estrategia de predación. Un estudio anterior (Caruso et al. 2015), realizado a escala de paisaje en los partidos de Villarino y Patagones a través de modelos de nicho ecológico, encontró

resultados similares a los de este Capítulo, si bien las técnicas analíticas no sean directamente comparables. En este trabajo se concluye que *P. concolor* preferiría los pastizales con arbustos, posiblemente en la búsqueda de un compromiso entre una buena disponibilidad de presas y una cobertura que ofrezca protección, en particular en paisajes modificados (Caruso et al. 2015). Esta hipótesis estaría apoyada por datos preliminares, recolectados en la misma área de estudio de este trabajo, que indican que el pastizal con arbustos fue el ambiente con mayor biomasa de potenciales presas silvestres del puma (Olla 2016). Conclusiones comparables fueron obtenidas por estudios en otras regiones. Scognamillo et al. (2003), en los Llanos venezolanos, observaron que la especie, junto al jaguar *Panthera onca*, utiliza la franja de 500 m de los parches de bosques que se encuentra próxima a parches de savana. Esta franja combina características de bosque y pastizal y una alta diversidad de especies presas (Polisar 2000), indicando que el puma utilizó aquellas zonas que le aportaron vegetación con características aptas para la caza y donde haya mayor disponibilidad de presas. Holmes y Laundré (2006) propusieron que la estrategia de forrajeo óptima para un depredador como el puma debería apuntar a un equilibrio entre la abundancia de presas y la “capturabilidad” (*catchability*) de las mismas. Siguiendo este razonamiento, se ha observado en Idaho y Utah (Estados Unidos) que si bien los ciervos mulo *Odocoileus hemionus* utilizan más los ambientes abiertos (Altendorf et al. 2001), los pumas los predan más en zonas de bordes entre ambientes abiertos y cerrados (donde tendrían una mayor “capturabilidad”; Laundré y Hernández 2003, Laundré 2010).

Cabe mencionar que también otros integrantes de la familia Felidae utilizan más los hábitats con moderada/alta cobertura vegetal debido a que los mismos proporcionan zonas de refugio, crianza y también acecho. Algunos ejemplos incluyen el chita *Acinonyx jubatus* en el Serengeti (Pettorelli et al. 2009), el ocelote *Leopardus pardalis* en el Bosque Atlántico argentino (Di Bitetti et al. 2006), el tigre *Panthera tigris* en los bosques de Sumatra (Linkie et al. 2008) y el jaguar en México central (Monroy-Vilchis et al. 2009) y en el Bosque Atlántico del Alto Paraná (De Angelo et al. 2011).

Los datos recolectados muestran además que el puma, en el Espinal del sudoeste bonaerense, utiliza aquellas áreas con mayor diversidad ambiental. En apoyo a este resultado, es interesante observar que algunos (el 24%, n=21) de los *buffers* de las áreas muestreadas estaban conformados por un único hábitat y que en sólo tres de ellos, todos de monte, se registraron eventos de puma. En general, *P. concolor* y sus presas suelen ocupar paisajes naturales topográficamente complejos, incluyendo también áreas de interfaz natural-antrópica (Dickson et al. 2013, Morrison 2013). Los “mosaicos de hábitat” pueden favorecer la fauna silvestre de diferentes formas.

Holmes y Laundré (2006) encontraron que el puma, en Idaho, utiliza los bordes entre ambientes para cazar y los ambientes con mayor cobertura como fuente de beneficios alternativos (por ejemplo, protección). En Portugal, la riqueza de especies de carnívoros fue mayor en paisajes donde los bosques y los matorrales se intercalan con tierras de cultivo (Pita et al. 2009). Resultados similares a estos fueron encontrados para toda la península Ibérica, donde la presencia de carnívoros de mediano tamaño se asoció positivamente a la presencia de mosaicos de hábitat que brindaban a las especies refugios, en ambientes con mayor cobertura, y disponibilidad de alimento, en los bordes entre ambientes y en parches adyacentes a ambientes abiertos (Mangas et al. 2008, Matos et al. 2009, Pita et al. 2009). También, en un área con una intensa actividad antrópica en Malasia, el mantenimiento de bosques adyacentes a plantaciones forestales, proporcionó refugio, diversidad de hábitats (Rajaratnam 2000) y disponibilidad de especies presas para el gato leopardo *Prionailurus bengalensis* (Rajaratnam 1999, Azlan y Sharma 2006). Además, la diversidad de ambientes puede proveer a felinos, como el puma, las características necesarias para una fase fundamental en su vida, la dispersión. En el caso de los machos de *P. concolor*, quienes son los que realizan los mayores movimientos de dispersión en esta especie, en particular en una matriz de ambientes modificados, corredores y parches de hábitat naturales son elementos esenciales para desplazamientos a largas distancias (Logan y Sweanor 2001).

La configuración del paisaje muchas veces determina también la distribución y presencia de las presas silvestres. Las áreas de estudio analizadas en este Capítulo no presentan una comunidad muy rica de vertebrados silvestres. Sin embargo, en particular, el área del 2014 representa un mosaico formado por el monte y los pastizales con arbustos, cuya interdigitación podría presentar una más abundante comunidad de especies presas silvestres de tamaño grande/mediano (mara, ñandú, guanaco, jabalí, vizcacha, liebre europea; Figura 9), respecto a otras configuraciones espaciales de ambientes (por ejemplo, cultivo/pastizal). Si bien se observó este escenario en el área del 2014, dicha relación no se midió. A pesar de esta falta de información sobre la asociación entre determinadas composiciones de hábitat y la riqueza de presas, a través de los resultados obtenidos se observó que el puma utiliza las zonas con una mayor cantidad de especies de presas silvestres. Es importante evidenciar que en esta región *P. concolor* es cazado en respuesta a eventos predatorios de ovinos y terneros o para prevenir dichos ataques (ver Capítulo V). Por esta razón, la existencia de una asociación positiva entre la riqueza de especies silvestres y el uso del hábitat del puma tiene implicancias para su conservación. A pesar que, en este trabajo no se ha evaluado el efecto del ganado sobre el uso del

hábitat del puma, esta relación implicaría que, si bien se alimenta también de ganado, este felino preferiría áreas donde hay más presas silvestres. Cabe mencionar que la presencia y abundancia del ganado doméstico en el área de estudio dependían del manejo humano y las mismas presentaron fuertes variaciones espaciales y temporales durante el período del muestreo que nos impidieron incluir una variable que las representara.

Los estudios en los que se ha relacionado la riqueza de especies presas y el uso de hábitat de carnívoros son muy escasos. En Washington, Estados Unidos, los pumas usan las áreas con una mayor riqueza de especies presas y que además poseen características que favorecen la caza y una limitada presencia humana (Kertson et al. 2011). Como ha sido enunciado anteriormente, también Polisar (2000), en Venezuela, asoció un mayor uso del ecotono savana-bosque por el puma y el jaguar a una mayor cantidad de especies presas, pero sin medir directamente el efecto de la riqueza de especies presas. Una mayor cantidad de estudios asocian el uso de hábitat de especies de felinos y la abundancia de presas silvestres. Por ejemplo, en Montana (Knowles 1981) y en Maine (Litvaitis et al. 1986), Estados Unidos, el lince rojo *Lynx rufus* utilizó áreas con una mayor abundancia de presas. También los leones *Panthera leo* en Tanzania prefirieron hábitats con una mayor abundancia de presas (Spong 2002). Más en general, revisiones comparativas han demostrado que la densidad de presas afecta positivamente la densidad poblacional de especies de carnívoros (Carbone y Glitteman 2002, Carbone et al. 2010). Si bien estos estudios se refieren a las densidades de carnívoros y no a su uso de hábitat, se podría esperar que si las densidades de los presas afectan positivamente las densidades de sus predadores, también se pueda observar un mayor uso por parte de estos últimos de áreas con mayor cantidad de presas.

La única variable asociada negativamente con la intensidad de uso del puma en este trabajo fue la fragmentación catastral, lo cual indicaría que las zonas con una mayor intensidad de uso humano son usadas menos por el puma. Cabe recordar que cada propiedad en el área de estudio es una unidad que puede incluir actividades distintas entre sí, como la cría y/o engorde de ganado doméstico (con su manejo adjunto), arado, sembrado y cosecha, desmonte y que diferentes propietarios suelen adoptar estrategias productivas diferentes. El sur del Espinal es una región con una profunda huella humana, la cual se presenta en diferentes formas (ganadería, agricultura, desmonte, caza ilegal y, en algunas áreas, extracción de sal). Los resultados obtenidos en este Capítulo sugieren que el intenso uso antrópico limita el uso del hábitat del predador tope de esta región.

Si bien *P. concolor* se caracteriza por poseer una amplia plasticidad ecológica (Nowell y Jackson 1996) y por vivir también en paisajes dominados por actividades antrópicas (Riley y Malecki 2001, Michalski et al. 2006, Scognamillo et al. 2003, Miotto et al. 2011, Caruso et al. 2015), es importante recordar que la pérdida de hábitat y la caza ilegal son las principales amenazas a sus poblaciones (ver Capítulo V de esta tesis, Logan y Sweanor 2001, Novack et al. 2005, De Angelo et al. 2011). Por esto no sorprende que en los estados norteamericanos de Utah y Arizona se haya observado como los individuos adultos de puma evitaron aquellas zonas intensamente modificadas (por ejemplo debido al desmonte), y que sólo los individuos jóvenes en dispersión fueron más propensos a usar dichas áreas (Van Dyke et al. 1986). También en Florida (Janis y Clark 2002) y California (Dickson et al. 2005, Sweanor et al. 2008), diferentes estudios mostraron que los pumas evitaron las zonas con fuerte presión humana, si bien algunos individuos utilizaron dichas áreas durante las horas nocturnas (Sweanor et al. 2008). Respuestas similares pueden ocurrir también en las poblaciones de varias especies presa del puma, como se ha observado por ejemplo en el venado de cola blanca *Odocoileus virginianus* (Kilgo et al. 1998), coatí de nariz blanca *Nasua narica* (Gompper 1995), tres especies de pecaríes (familia Tayassuidae; Altrichter y Boaglio 2004) y guanacos (Pedrana et al. 2010). Por ésto, si bien *P. concolor* puede evitar áreas con un elevado disturbio antrópico, aún no está claro si dicha relación es directa o es una respuesta al comportamiento de sus presas que evitarían a su vez este tipo de zonas (Sweanor et al. 2008, Foster et al. 2010).

4.1. Un escenario único

Si bien cada una de las variables predictoras analizadas pueden tener un efecto individual sobre el uso del hábitat del puma, es importante entender que dichas variables, en el área de estudio, también interactúan y probablemente tienen efectos conjuntos sobre la ecología de este felino. La cobertura de vegetación no define solamente la configuración espacial para que el puma pueda desplazarse o refugiarse, sino también para acceder a sus presas, proporcionando un equilibrio entre la accesibilidad a la presas y la disponibilidad/abundancia de las mismas (Hopcraft et al. 2005). Como ha sido enunciado anteriormente, algunas especies de carnívoros necesitan ciertas características de vegetación para tener un mayor éxito en la caza. Por ejemplo, los leones en el Serengeti usan los habitats donde las presas son más fáciles de matar y no sólo aquellos donde la densidad de presas es mayor (Hopcraft et al. 2005).

Aparentemente el puma, en el Espinal, utiliza los habitats con una mayor cantidad de especies presas y con abundante cobertura de vegetación, así como también con

una alta diversidad de ambientes (Figura 10). Es posible que la cobertura de la vegetación y la distribución y diversidad de los ambientes tengan un efecto positivo sobre la accesibilidad de las presas, ya que brindarían una estructura espacial favorable para la caza de este felino y, paralelamente, un espacio propicio para brindar protección a las mismas (Figura 10). Además, si bien dicha relación no fue medida en esta tesis, la variable de composición de paisaje influiría positivamente sobre la riqueza de presas silvestres del puma (Olla 2016), la cual se vería afectada de manera negativa por el grado de perturbación antrópica (Figura 10). Dicho efecto desfavorable puede ser ocasionado por la caza no regulada de especies presas del puma por parte del hombre y por la degradación antropogénica de los ambientes naturales, los cuales, por ejemplo el monte, podrían brindar refugio (para cuidados parentales o para esconderse) a las especies presas. Los ambientes en el sur del Espinal se encuentran altamente modificados por el humano y la presencia de áreas con cobertura abundante de vegetación es limitada. Adicionalmente, en la totalidad del área de este trabajo se desarrollan actividades ganaderas, las cuales, aun cuando no impliquen una presencia permanente de humanos, modifican el paisaje y pueden alterar el equilibrio del ecosistema, afectando negativamente la fauna silvestre que lo integra. Estos perjuicios pueden manifestarse en varias formas, entre las cuales una reducción de la riqueza y/o diversidad de especies (Chapin et al. 2000).

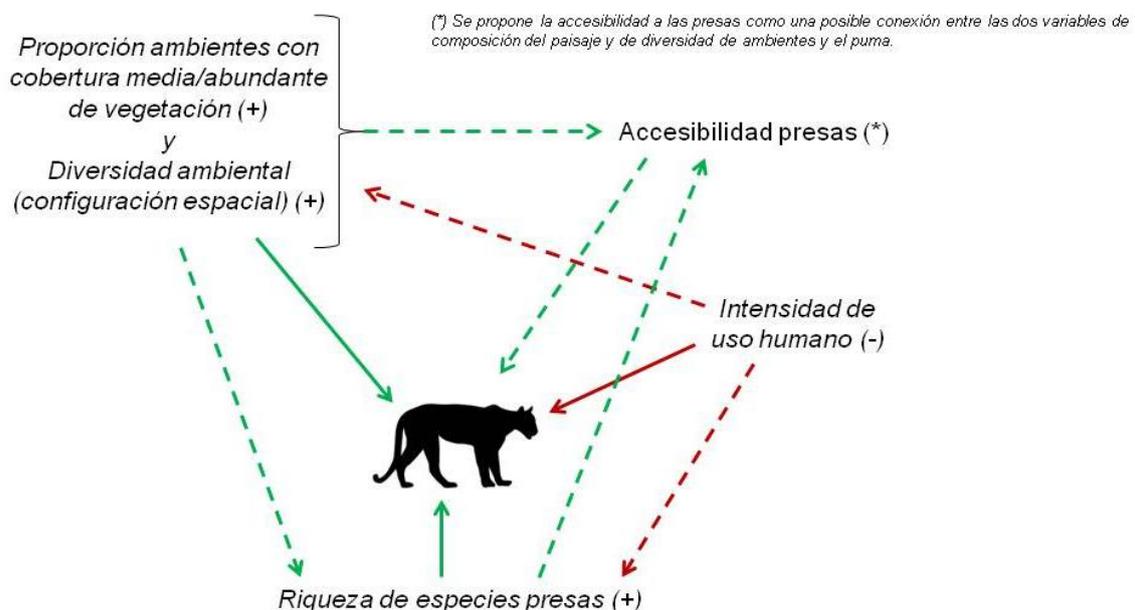


Figura 10. Interpretación ilustrativa de las variables que afectan el uso del hábitat del puma en el sur del Espinal. Las variables consideradas en el modelo se encuentran en cursiva y entre paréntesis se presenta el signo asumido por cada una en el modelo final. Las flechas verdes indican una influencia positiva y las rojas una influencia negativa. Las flechas con línea discontinua miden una relación hipotética, positiva o negativa, entre las variables.

Relaciones similares a aquellas que se delinearon en este trabajo fueron identificadas en el estudio de Caruso et al. (2015), donde se encontró que la distancia a cultivos, centros urbanos y caminos afectan negativamente, y la proporción de pastizales con arbustos positivamente el nicho ecológico del puma. En esta región, y limitándose a las variables analizadas en este estudio, y en concordancia con los resultados encontrados en Caruso et al. (2015), se puede concluir que existiría un equilibrio en el uso del hábitat del puma entre ambientes más favorables para cazar y alimentarse y ambientes con un menor disturbio antrópico. Estos resultados se relacionan con las características intrínsecas de la especie, que hacen que el puma sea un carnívoro capaz de vivir en hábitats modificados (Logan y Sweanor 2001) pero que, a pesar de gozar de una cierta plasticidad ecológica, se vea afectado por fuertes alteraciones en la disponibilidad de cobertura de vegetación, la configuración espacial de los ambientes, la cantidad de especies presas y en el aumento de la intensidad de uso humano. Generar esta información, a escala regional, es muy útil para el desarrollo de planes de conservación de la especie y de sus presas silvestres en un paisaje con una importante huella humana. Además, debido a que el puma es un felino ampliamente distribuido, estos resultados contribuyen a la comprensión de las interacciones entre pumas y humanos en otras áreas agrícola-ganaderas, con características similares a ésta.

5. Bibliografía

- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19(6), 716-723.
- Altendorf, K. B., Landré, J. W., López-González, C. A., y Brown, J. S. (2001). Assessing effects of predation risk on foraging behavior of mule deer. *Journal of Mammalogy*, 82(2), 430-439.
- Azlan, J. M., y Sharma, D. S. (2006). The diversity and activity patterns of wild felids in a secondary forest in Peninsular Malaysia. *Oryx*, 40(1), 36-41.
- Altrichter, M., y Boaglio, G. I. (2004). Distribution and relative abundance of peccaries in the Argentine Chaco: associations with human factors. *Biological Conservation*, 116(2), 217-225.
- Areskoug, V. (2001). Utilization of remnant dry-forest corridors by the native fauna in a pastoral landscape in the Paraguayan Chaco. *CBM:s Skriftserie*, 3, 25-38.
- Bazzaz, F. A. (1975). Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology*, 56(2), 485-488.
- Beier, P., Choate, D., y Barrett, R. H. (1995). Movement patterns of mountain lions during different behaviors. *Journal of Mammalogy* 76(4), 1056-1070.
- Burnham, K. P., y Anderson, D. R. (2003). Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach (515 pp.). Springer. New York, New York, EE.UU.

- Carbone, C., y Gittleman, J. L. (2002). A common rule for the scaling of carnivore density. *Science*, 295(5563), 2273-2276.
- Carbone, C., Pettorelli, N., y Stephens, P. A. (2010). The bigger they come, the harder they fall: body size and prey abundance influence predator–prey ratios. *Biology Letters*, rsbl20100996.
- Caruso, N., Guerisoli, M., Luengos Vidal, E. M., Castillo, D., Casanave, E. B., y Lucherini, M. (2015). Modelling the ecological niche of an endangered population of *Puma concolor*: first application of the GNESFA method to an elusive carnivore. *Ecological Modelling*, 297, 11-19.
- Caughley, G., y Sinclair, A. R. E. (Eds.) (1994). *Wildlife ecology and management* (524 pp.). Blackwell Science. Hoboken, New Jersey, EEUU.
- Chapin, F. S. L., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C. y Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(6783), 234-242.
- Daye, D. D., y Healey, J. R. (2015). Impacts of land-use change on sacred forests at the landscape scale. *Global Ecology and Conservation*, 3, 349-358.
- De Angelo, C., Paviolo, A., y Di Bitetti, M. (2011). Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Upper Paraná Atlantic Forest. *Diversity and Distributions*, 17(3), 422-436.
- Di Bitetti, M. S., Paviolo, A., y De Angelo, C. (2006). Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology*, 270(1), 153-163.
- Di Stefano, J. (2004). A confidence interval approach to data analysis. *Forest Ecology and Management*, 187(2), 173-183.
- Dickson, B. G., y Beier, P. (2002). Home-range and habitat selection by adult cougars in southern California. *Journal of Wildlife Management*, 66(4), 1235-1245.
- Dickson, B. G., Jenness, J. S., y Beier, P. (2005). Influence of vegetation, topography, and roads on cougar movement in southern California. *Journal of Wildlife Management*, 69(1), 264-276.
- Dickson, B. G., Roemer, G. W., McRae, B. H., y Rundall, J. M. (2013). Models of regional habitat quality and connectivity for pumas (*Puma concolor*) in the southwestern United States. *PloS One*, 8(12), e81898.
- Elbroch, L. M., y Wittmer, H. U. (2012). Puma spatial ecology in open habitats with aggregate prey. *Mammalian Biology*, 77(5), 377-384.
- ESRI (2012). *ArcGIS Desktop: Release 10.1*. Environmental Systems Research Institute, Redlands, California, EEUU.
- Estrada-Hernández, C. G. (2006). Dieta, uso de hábitat y patrones de actividad del Puma (*Puma concolor*) y el jaguar (*Panthera onca*) en la selva Maya (54 pp.). Tesis de Maestría, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala, Guatemala.
- Foster, R. J., Harmsen, B. J., y Doncaster, C. P. (2010). Habitat use by sympatric jaguars and pumas across a gradient of human disturbance in Belize. *Biotropica*, 42(6), 724-731.
- Franklin, W. L., Johnson, W. E., Sarno, R. J., y Iriarte, J. A. (1999). Ecology of the Patagonia puma *Felis concolor patagonica* in southern Chile. *Biological Conservation*, 90(1), 33-40.

- Garshelis, D. L. (2000). Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection, and importance (pp. 111-164). En: Research techniques in animal ecology: controversies and consequences (464 pp.). Eds. Boitani, L., y Fuller, T. Columbia University Press, New York, New York, EEUU.
- Gompper, M. (1995). *Nasua narica*. *Mammalian Species* 487, 1–10.
- Gonyea, W. J. (1976). Behavioral implications of saber-toothed felid morphology. *Paleobiology*, 2(4), 332-342.
- Guarda, N., Gálvez, N., Leichtle, J., Osorio, C., y Bonacic, C. (2017). Puma *Puma concolor* density estimation in the Mediterranean Andes of Chile. *Oryx*, 51(2), 263-267.
- Holmes, B. R., y Laundré, J. W. (2006). Use of open, edge and forest areas by pumas *Puma concolor* in winter: are pumas foraging optimally? *Wildlife Biology*, 12(2), 201-209.
- Hopcraft, J. G. C., Sinclair, A. R. E., y Packer, C. (2005). Planning for success: Serengeti lions seek prey accessibility rather than abundance. *Journal of Animal Ecology*, 74(3), 559-566.
- Hotelling, H. (1933). Analysis of a complex of statistical variables into principal components. *Journal of Educational Psychology*, 24(6), 417.
- Jaeger, J. A., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., Charbonneau, N., Frank, K., Gruber, B., y Toschanowitz, K. T. (2005). Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, 185(2), 329-348.
- Janis, M. W., y Clark, J. D. (2002). Responses of Florida panthers to recreational deer and hog hunting. *Journal of Wildlife Management*, 66(3), 839-848.
- Johnson, A. R., Wiens, J. A., Milne, B. T., y Crist, T. O. (1992). Animal movements and population dynamics in heterogeneous landscapes. *Landscape Ecology*, 7(1), 63-75.
- Kaiser, K., y Srinivasan, A. (1982). User-analyst differences: an empirical investigation of attitudes related to systems development. *Academy of Management Journal*, 25(3), 630-646.
- Kendall, M. G. (1938). A new measure of rank correlation. *Biometrika*, 30(1/2), 81-93.
- Kertson, B. N., Spencer, R. D., Marzluff, J. M., Hepinstall-Cymerman, J., y Grue, C. E. (2011). Cougar space use and movements in the wildland–urban landscape of western Washington. *Ecological Applications*, 21(8), 2866-2881.
- Kilgo, J. C., Labisky, R. F., y Fritzen, D. E. (1998). Influences of hunting on the behavior of white-tailed deer: implications for conservation of the Florida Panther. *Conservation Biology*, 12(6), 1359-1364.
- Knowles, P. R. (1981). Habitat selection home range size and movements of bobcats in north-central Montana (52 pp.). Tesis de Maestría. University of Montana, Missoula, EEUU.
- Laundré, J. W., y Hernández, L. (2003). Winter hunting habitat of pumas *Puma concolor* in northwestern Utah and southern Idaho, USA. *Wildlife Biology*, 9(2), 123-129.
- Laundré, J. W., y Loxterman, J. (2007). Impact of edge habitat on summer home range size in female pumas. *The American Midland Naturalist*, 157(1), 221-229.

- Laundré, J. W. (2010). Behavioral response races, predator–prey shell games, ecology of fear, and patch use of pumas and their ungulate prey. *Ecology*, 91(10), 2995-3007.
- Lindén, A., y Mäntyniemi, S. (2011). Using the negative binomial distribution to model overdispersion in ecological count data. *Ecology*, 92(7), 1414-1421.
- Linkie, M., Haidir, I. A., Nugroho, A., y Dinata, Y. (2008). Conserving tigers *Panthera tigris* in selectively logged Sumatran forests. *Biological Conservation*, 141(9), 2410-2415.
- Litvaitis, J. A., Sherburne, J. A., y Bissonette, J. A. (1986). Bobcat habitat use and home range size in relation to prey density. *Journal of Wildlife Management*, 50(1), 110-117.
- Logan, K. A., y Sweanor, L. L. (2001). Desert puma: evolutionary ecology and conservation of an enduring carnivore (463 pp.). Island Press, Washington, D.C., EEUU.
- López-González, C. A. (1994). Ecología y comportamiento del puma (*Puma concolor*) en un habitat fragmentado (64 pp.). Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México, México DC, México.
- Luengos Vidal, E., Guerisoli, M., Caruso, N., Casanave, E., y Lucherini, M. (2016). Conflictos con el puma en el sur del Espinal argentino (pp. 363-375). En: Conflictos humanos-felinos América Latina (490 pp.). Eds. Castaño-Urbe, C., Lasso, C. A., Hoogesteijn, R., Díaz-Pulido, A., y Payán, E. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexy von Humboldt, Colombia.
- Mangas, J. G., Lozano, J., Cabezas-Díaz, S., y Virgós, E. (2008). The priority value of scrubland habitats for carnivore conservation in Mediterranean ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, 17(1), 43-51.
- Matos, H. M., Santos, M. J., Palomares, F., y Santos-Reis, M. (2009). Does riparian habitat condition influence mammalian carnivore abundance in Mediterranean ecosystems? *Biodiversity and Conservation*, 18(2), 373-386.
- Mazzolli, M. (2000). A comparison of habitat use by the mountain lion (*Puma concolor*) and kodkod (*Oncifelis guigna*) in the southern neotropics with implications for the assessment of their vulnerability status (148 pp.). Tesis de Doctorado, Durham University, Durham, Reino Unido.
- McGarigal, K., Marks, B. J., Holms, C., y Ene, E. (1994). Fragstats: spatial analysis program for quantifying landscape structure, Version 2.0 (122 pp.). Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis, Oregon, EEUU.
- Michalski, F., Boulhosa, R. L. P., Faria, A., y Peres, C. A. (2006). Human–wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: determinants of large felid depredation on livestock. *Animal Conservation*, 9(2), 179-188.
- Miotto, R. A., Cervini, M., Figueiredo, M. G., Begotti, R. A., y Galetti, P. M. (2011). Genetic diversity and population structure of pumas (*Puma concolor*) in southeastern Brazil: implications for conservation in a human-dominated landscape. *Conservation Genetics*, 12(6), 1447-1455.
- Monroy-Vilchis, O., Rodríguez-Soto, C., Zarco-González, M., y Urios, V. (2009). Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in central Mexico. *Animal Biology*, 59(2), 145-157.
- Montenegro, J., y Acosta, A. (2008). Programa innovador para evaluar uso y preferencia de hábitat. *Universitas Scientiarum*, 13(2), 208-217.

- Morrison, C. D. (2013). Spatial ecology of cougars (*Puma concolor*) in the Cypress Hills: implications for human-cougar interactions and range expansion (117 pp.). Tesis de Maestría, Universidad de Alberta, Edmonton, Canadá.
- Murphy, T., y Macdonald, D. W. (2010). Pumas and people: lessons in the landscape of tolerance from a widely distributed felid (pp. 431-451). En: The biology and conservation of wild felids (784 pp.). Eds. Macdonald, D., y Loveridge, A. Oxford University Press, Oxford, Reino Unido.
- Murphy, K., y Ruth, T. K. (2010). Diet and prey selection of a perfect predator (pp. 118-137). En: Cougar: ecology and conservation (305 pp.). Eds. Hornocker, M., y Negri, S. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EEUU.
- Nagendra, H. (2002). Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Applied Geography*, 22(2), 175-186.
- Nielsen, C., Thompson, D., Kelly, M., y López-González, C. A. (2015). *Puma concolor* distribution. The IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org/details/18868/0>.
- Novack, A. J., Main, M. B., Sunquist, M. E., y Labisky, R. F. (2005). Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *Journal of Zoology*, 267(2), 167-178.
- Nowell, K., y Jackson, P. (Eds.). (1996). Wild cats: status survey and conservation action plan (382 pp.). IUCN, Gland, Suiza.
- Olla, V. (2016). Análisi della disponibilità trofica per la conservazione del puma *Puma concolor* nell'Espinal argentino (100 pp.). Tesis de licenciatura, Università di Bologna, Bologna, Italia.
- Pedrana, J., Bustamante, J., Travaini, A., y Rodríguez, A. (2010). Factors influencing guanaco distribution in southern Argentine Patagonia and implications for its sustainable use. *Biodiversity and Conservation*, 19(12), 3499-3512.
- Penteadó, M. J. F. (2012). Área de vida, padrões de deslocamento e seleção de habitat por pumas (*Puma concolor*) e jaguatiricas (*Leopardus pardalis*), em paisagem fragmentada do Estado de São Paulo (134 pp.). Tesis de Doctorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brasil.
- Pettorelli, N., Hilborn, A., Broekhuis, F., y Durant, S. M. (2009). Exploring habitat use by cheetahs using ecological niche factor analysis. *Journal of Zoology*, 277(2), 141-148.
- Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13, 131-144.
- Pita, R., Mira, A., Moreira, F., Morgado, R., y Beja, P. (2009). Influence of landscape characteristics on carnivore diversity and abundance in Mediterranean farmland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 132(1), 57-65.
- Polisar, J. D. (2000). Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological perspectives of a management issue (228 pp.). Tesis de Doctorado, University of Florida, Gainesville, Florida, EEUU.
- Pulliam, H. R., y Dunning, J. B. (1997). Demographic processes: population dynamics on heterogeneous landscapes (pp. 179-205). En: Principles of conservation biology (2d. ed.; 729 pp.). Eds. Meffe, G. K., y Carroll, C. R. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, EEUU.

- R Core Team (2017). R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rajaratnam, L. K. (1999). Non-volant small mammals in Tabin Wildlife Reserve, Sabah, Malaysia (234 pp.). Tesis de Maestría, University of New England, Armidale, Australia.
- Rajaratnam, R. (2000). Ecology of the leopard cat (*Prionailurus bengalensis*) in Tabin Wildlife Reserve, Sabah, Malaysia (498 pp.). Tesis de Doctorado, Universiti Kebangsaan Malaysia, Bangi, Malaysia.
- Riley, S. J., y Malecki, R. A. (2001). A landscape analysis of cougar distribution and abundance in Montana, USA. *Environmental Management*, 28(3), 317-323.
- Rominger, E. M., Whitlaw, H. A., Weybright, D. L., Dunn, W. C., y Ballard, W. B. (2004). The influence of mountain lion predation on bighorn sheep translocations. *Journal of Wildlife Management*, 68(4), 993-999.
- Ruth, T. K., y Murphy, K. (2010). Cougar-prey relationships (pp. 118-137). En: Cougar: ecology and conservation (305 pp.). Eds. Hornocker, M., y Negri, S. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EEUU.
- Sandell, M. (1989). The mating tactics and spacing patterns of solitary carnivores (pp. 164-182). En: Carnivore behavior, ecology, and evolution (620 pp.). Ed. Gittleman, J. L. Springer, New York, EEUU.
- Scognamillo, D., Maxit, I. E., Sunquist, M., y Polisar, J. (2003). Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. *Journal of Zoology*, 259(3), 269-279.
- Shannon, C. E., y Weaver, W. (1949). The mathematical theory of communication (117pp.). The University of Illinois Press, Urbana, Illinois, EEUU.
- Silveira, L. (2004). Ecología comparada e conservacao da onca-pintada (*Panthera onca*) e onca-parda (*Puma concolor*) no Cerrado e Pantanal (240 pp.). Tesis de Doctorado, Universidade de Brasilia, Brasilia, Brasil.
- Spong, G. (2002). Space use in lions, *Panthera leo*, in the Selous Game Reserve: social and ecological factors. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 52(4), 303-307.
- Sweanor, L. L., Logan, K. A., Bauer, J. W., Millsap, B., y Boyce, W. M. (2008). Puma and human spatial and temporal use of a popular California State Park. *Journal of Wildlife Management*, 72(5), 1076-1084.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., y Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31(1), 79-92.
- Van Dyke, F. G., Brocke, R. H., Shaw, H. G., Ackerman, B. B., Hemker, T. P., y Lindzey, F. G. (1986). Reactions of mountain lions to logging and human activity. *Journal of Wildlife Management*, 50(1), 95-102.
- Zarco-González, M. M., Monroy-Vilchis, O., y Alaníz, J. (2013). Spatial model of livestock predation by jaguar and puma in Mexico: conservation planning. *Biological Conservation*, 159, 80-87.
- Zeller, K. A., Nijhawan, S., Salom-Pérez, R., Potosme, S. H., y Hines, J. E. (2011). Integrating occupancy modeling and interview data for corridor identification: a case study for jaguars in Nicaragua. *Biological Conservation*, 144(2), 892-901.
- Zúñiga, A., Muñoz-Pedrerros, A., y Fierro, A. (2009). Uso de hábitat de cuatro carnívoros terrestres en el sur de Chile. *Gayana*, 73(2), 200-210.

- Zuur, A. F., Gende, L. B., Ieno, E. N., Fernandez, N. J., Eguaras, M. J., Fritz, R., Walker, N. J., Saveliev, A. A., y Smith, G. M. (2009). Mixed effects modelling applied on American foulbrood affecting honey bees larvae (pp. 447-458). En: Mixed effects models and extensions in ecology with R (574 pp.). Eds. Zuur, A., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., y Smith, G. M. Springer, New York, New York, EEUU.

**Capítulo IV: Patrón de actividad de
Puma concolor en un área antropizada
del Espinal argentino**



1. Introducción

El patrón de actividad de los carnívoros puede ser afectado por diferentes factores, los cuales pueden incluir, además de variables abióticas (la luz, la temperatura, las estaciones), la masa corporal, la competencia inter-intra específica, los comportamientos predatorios, el disturbio antrópico (Ayres et al. 1986, Lucherini et al. 2009, Theuerkauf 2009), y los ciclos circadianos de disponibilidad y vulnerabilidad de las presas (Ferguson et al. 1988, Zielinski 1988, Lodé 1995). Los carnívoros pueden presentar tres patrones de actividad básicos (Servin et al. 1991): (1) actividad nocturna, en la cual los individuos se alimentan y se desplazan durante la noche; (2) actividad crepuscular, la cual se desarrolla durante el amanecer y atardecer (actividad bimodal; Schmidt et al. 2009, Theuerkauf 2009) (3) actividad diurna, concentrada durante el día.

Generalmente los animales tratarán de maximizar sus beneficios (por ej. búsqueda de alimento) y minimizar los costos, como podría ser el riesgo de predación (Lima y Dill 1990). En el caso de muchas especies de carnívoros, el hombre representa su principal predador o amenaza (Theuerkauf 2009). Como fue mencionado anteriormente (Capítulo I y II), el puma *Puma concolor* es protagonista, a lo largo de su distribución, de conflictos con los humanos debido a la predación de animales domésticos y, por esto, es cazado por el hombre de forma preventiva y por represalia (Mazzolli et al. 2002, Inskip y Zimmermann 2009). Estudios recientes han demostrado que este felino tiene miedo de los humanos y que evitaría el encuentro con los mismos (Smith et al. 2015, Smith et al. 2017), lo que llevaría a adaptaciones de su patrón de actividad en paisajes dominados por las actividades humanas. Si bien varias publicaciones que analizaron el patrón de actividad de *P. concolor* lo describen principalmente como nocturno y crepuscular (Beier et al. 1995, Franklin et al. 1999, Paviolo et al. 2009, Gutiérrez-González y López-González 2017), se ha visto que en áreas no protegidas y en proximidad a zonas con una intensa presencia humana, la actividad del felino se concentró mayormente durante la noche (Van Dyke et al. 1986, Sweanor et al. 2008, Paviolo et al. 2009, Zanón-Martínez et al. 2016).

El sur del Espinal se caracteriza por ser una región con intensas actividades humanas, en donde el conflicto entre pumas y humanos está presente y existe una intensa persecución de este felino por parte del hombre (Capítulo I y V). Caracterizar el patrón de actividad del carnívoro tope de esta región es importante para entender cuales factores podrían estar afectándolo y así contribuir con informaciones sobre la ecología de este felino en zonas con disturbio antrópico. Entonces, este trabajo se propone:

- 1- Identificar el patrón de actividad de *P. concolor* en un área agrícola-ganadera en el Espinal argentino.
- 2- Describir y comparar el patrón de actividad entre estaciones.

La predicción realizada es:

- 1- La actividad diaria del puma se concentraría principalmente durante las horas nocturnas y crepusculares, que son las horas del día con menor actividad humana en el área de estudio.

2. Análisis

2.1. Recolección de datos

Se utilizaron los eventos de puma obtenidos a través de las campañas de trampeo fotográfico del 2014, 2015 y 2016 (ver Capítulo III de esta misma tesis para la descripción de las áreas) y a través de las cámaras trampa colocadas para monitorear dos áreas donde se realizaron campañas de captura de puma (febrero-marzo 2015 y julio-agosto 2015). La primera de estas áreas se encuentra dentro del polígono muestreado en la campaña del 2014 y la otra está incluida dentro del polígono muestreado en la campaña del 2016 (ver Capítulo III de esta misma tesis para observar la localización de dichos polígonos). Las fotografías obtenidas a través de una cámara trampa colocada específicamente para monitorear un sitio de predación de puma fueron consideradas como un único evento. Para el análisis del patrón de actividad de puma se consideró como eventos independientes a todas aquellas fotografías cuya hora difería en al menos 30 minutos del resto.

2.2. Análisis de datos

2.2.1. Estación y fases del día

Los eventos fueron organizados según su fecha y hora y clasificados según la estación (invierno o verano). Se definieron las dos estaciones según los equinoccios que ocurren, en el hemisferio austral, el 21 de marzo y el 21 de septiembre. Se consideraron dos estaciones únicamente ya que las campañas se concentraron principalmente en ellas y los registros obtenidos durante la primavera y el otoño fueron escasos.

El área de estudio se caracteriza por su inestabilidad climática, sus escasas lluvias y sus sequías invernales. El clima es templado, con amplias variaciones estacionales en las temperaturas. La temperatura media del mes más frío (julio) es de 7,3°C. Los veranos se caracterizan por ser cálidos y muy ventosos y la temperatura

del mes más cálido (enero) es de 23°C pero puede alcanzar valores extremos (44°C máxima absoluta; Kloster y Ernst 2016). El período medio libre de heladas es aproximadamente de 200 días (Casagrande y Conti 1980, Kloster y Ernst 2016).

Para observar si se presentó una diferencia en el patrón de actividad estacional de la especie, se realizó un análisis general de la distribución de los eventos de puma, en cada estación, durante el día y la noche. Para clasificar estas franjas horarias, se utilizó la salida y puesta del sol como límites entre el día y la noche. También, se caracterizó el patrón de actividad observando la distribución de los eventos durante las cuatro fases del día (ver sección 2.2.2 de este mismo Capítulo): amanecer, día, atardecer y noche (Tabla 1; Farris et al. 2015). Para determinar estas fases, se estableció la hora exacta de la salida y puesta del sol en las fechas de solsticio, según los datos registrados en el sitio internet (Sunrise y Sunset 2016), propias al área de estudio (22 de diciembre y 22 de junio), y se categorizó el amanecer como el período comprendido entre una hora antes y una hora después de la salida del sol, y el atardecer como el período comprendido entre una hora antes y después de la puesta del sol (Tabla 1).

Tabla 1. Segmentos del día, dividido en horas, según la estación.

	Amanecer	Día	Atardecer	Noche
Invierno	07:28 – 09:28	09:28 – 16:53	16:53 – 18:53	18:53 - 07:28
Verano	04:42 – 06:42	06:42 – 19:33	19:33 – 21:33	21:33 – 04:42

2.2.2. Análisis estadístico

Para testear si los eventos en cada segmento del día (amanecer, atardecer, día y noche), expresado en horas y minutos de duración, estaban distribuidos homogéneamente o no, se utilizó la prueba exacta de Fisher (Fisher 1922). Se usó la función *fisher.test* del software RStudio 3.3.3 (R Core Team 2017).

Para evidenciar posibles preferencias por parte del puma para un determinado segmento del día, se calculó el índice de selección de Jacobs (Jacobs 1974) general y por estación. Se utilizó la proporción, en horas, de cada segmento del día como lo disponible (n° horas/24) y la proporción de eventos de puma en cada segmento (n°eventos/total eventos) como lo utilizado por la especie. Los valores de este índice pueden variar de -1 (selección negativa completa) a +1 (preferencia completa). Como medida de dispersión de los valores de las variables analizadas se utilizó la Desviación Estándar (DE).

No fue posible estudiar la relación entre el patrón de actividad del puma y variables de origen antrópico y ambientales ya que el tamaño de muestra (número de sitios donde se registró la actividad de este felino) no fue suficiente para obtener conclusiones robustas.

2.2.3. *Temperatura*

Para analizar la temperatura de los eventos de puma se consideró el valor de temperatura que presentaban las fotografías, en grados Celsius (°C). Dado que no todos los modelos de cámaras trampa registraban la temperatura como un parámetro de la fotografía, se analizó esta variable con la muestra de registros que sí la presentaban.

2.2.4. *Estimación patrón de actividad a través del método de densidad de Kernel*

Se realizó una estimación de la densidad de Kernel (Ridout y Linkie 2009) de los eventos de puma para cada estación. Este tipo de análisis es útil para determinar los patrones de actividad de una especie, ya que permite describir la densidad de eventos según la hora del día (Oliveira-Santos et al. 2013). Para esta descripción se utilizó el procedimiento propuesto por Ridout y Linkie (2009) que, en lugar de agrupar los eventos en categorías de tiempo discretas, las considera como muestras aleatorias de una distribución continua subyacente. Sucesivamente, con el fin de comparar las tendencias entre estaciones, se realizó un análisis del solapamiento temporal entre el patrón de actividad de verano y de invierno (Ridout y Linkie 2009, Linkie y Ridout 2011). A partir de este análisis, se obtiene un coeficiente de solapamiento a través de la estimación de la proporción del área formada por la intersección de las dos curvas de densidad de cada estación. El valor del coeficiente de solapamiento (*Dath*) varía entre 0 (solapamiento nulo) y 1 (solapamiento completo; Meredith y Ridout 2016). Existen tres coeficientes que se pueden utilizar en estos análisis y la selección del mismo depende del tamaño de muestra; para estos datos, se consideró el coeficiente *Dath4* el cual es el más conveniente para muestras con un $n > 75$ (Meredith y Ridout 2016). Para este estimador se calculó el Intervalo de Confianza (IC) al 95% a partir de 500 muestras generadas a través de un *bootstrap*. Dichos análisis fueron realizados por medio de los paquetes *circular* y *overlap* del software RStudio 3.3.3 (R Core Team 2017) y utilizando algunas funciones desarrolladas por Linkie y Ridout (2011).

3. Resultados

En el análisis de los patrones de actividad se pudo incluir un total de 132 eventos de puma. Sin embargo, se eliminaron 3 eventos de la campaña 2014 debido a que sus

fechas no fueron registradas correctamente por las cámaras, reduciendo la muestra a 129 registros.

Si se observa a los datos como un único conjunto, dividido según la noche y el día, se presentó una mayor proporción de eventos nocturnos (89,9%, n=116) que diurnos (10,1%, n=13). Al dividir el día en cuatro segmentos (amanecer, atardecer, día y noche) también se observó que la mayor parte de los eventos se distribuyeron principalmente durante las horas nocturnas y, en segundo lugar, durante las horas crepusculares (Test de Fisher: $p < 0,05$; Tabla 2).

Tabla 2. Proporción de eventos de puma registrados por cámaras trampa en el Espinal del sur bonaerense según los cuatro segmentos del día y el respectivo número de eventos.

	Amanecer	Día	Atardecer	Noche
Proporción eventos (%)	8,5 (n=11)	7,7 (n=10)	8,5 (n=11)	75,1 (n=97)

El índice de selección de Jacob muestra que el puma seleccionó, con respecto a la disponibilidad de horas, la noche respecto al día (Figura 1).

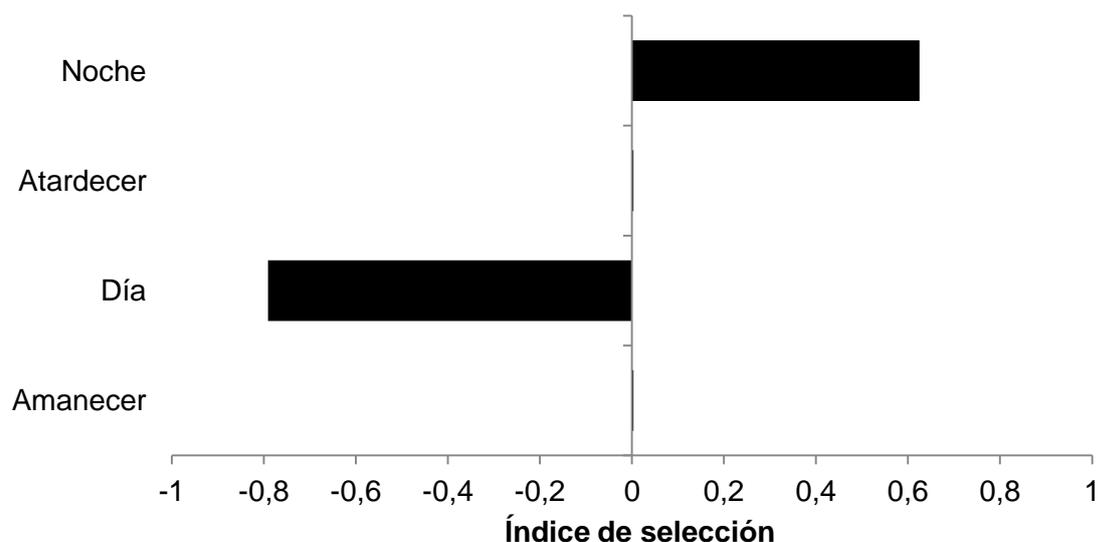


Figura 1. Selección (Índice de selección de Jacob) por parte del puma en el Espinal del sur bonaerense de los segmentos del día (amanecer, atardecer, día y noche). Los valores de este índice pueden variar entre -1 (selección totalmente negativa) y +1 (preferencia completa).

El rango de temperatura del total de las fotografías de puma que presentaron este dato (n=68) fue de -2°C a 31°C (mediana=12 °C, DE=7,2°C). Durante el día (n=6), el rango de temperatura varió entre 6°C y 31°C (mediana=12°C, DE=9,3°C) y durante la noche (n=62) varió entre entre -2°C y 29°C (mediana=12°C, DE=7,2°C).

En el invierno se concentró un 42,6% (n=55) de los eventos de puma y durante el verano el 57,3% (n=74).

3.1. Patrón de actividad invernal

Durante el invierno, se registró, una mayor proporción de eventos durante la noche (89%, n=49) que durante el día (10,9%, n=6; $p<0,05$). Si se analiza la proporción de los eventos de puma, durante esta estación, en relación a las cuatro fases del día, se puede notar que el felino concentró mayormente su actividad durante las horas nocturnas, en las cuales se registraron 3,5 eventos por hora (Test de Fisher: $p<0,05$, Tabla 3). Al considerar la duración de cada fase y el número de eventos incluidos en cada una, la noche y el amanecer resultaron ser las fases con mayor concentración de eventos. El día, por otra parte, fue la fase con menor actividad (Tabla 3, Figura 2).

Tabla 3. Proporción de eventos registrados por cámaras trampa de *P. concolor* en el Espinal del sur bonaerense durante el invierno, según el segmento del día. Se presenta también la duración de los segmentos del día y la frecuencia de eventos/hora.

	Amanecer	Día	Atardecer	Noche
Proporción de eventos (%)	9,1 (n=5)	7,8 (n=4)	5,4 (n=3)	78,2 (n=43)
Duración segmentos	2h	7h 20'	2h	12h 40'
Frecuencia (eventos/hora)	2,5	0,5	1,5	3,5



Figura 2. Puma fotografiado durante el día en un sitio de captura en el invierno 2015.

A través del índice de selección de Jacob, durante el invierno, se puede observar una preferencia positiva de esta especie hacia la fase nocturna y una selección negativa hacia el día y, en forma menor, el atardecer (Figura 3).

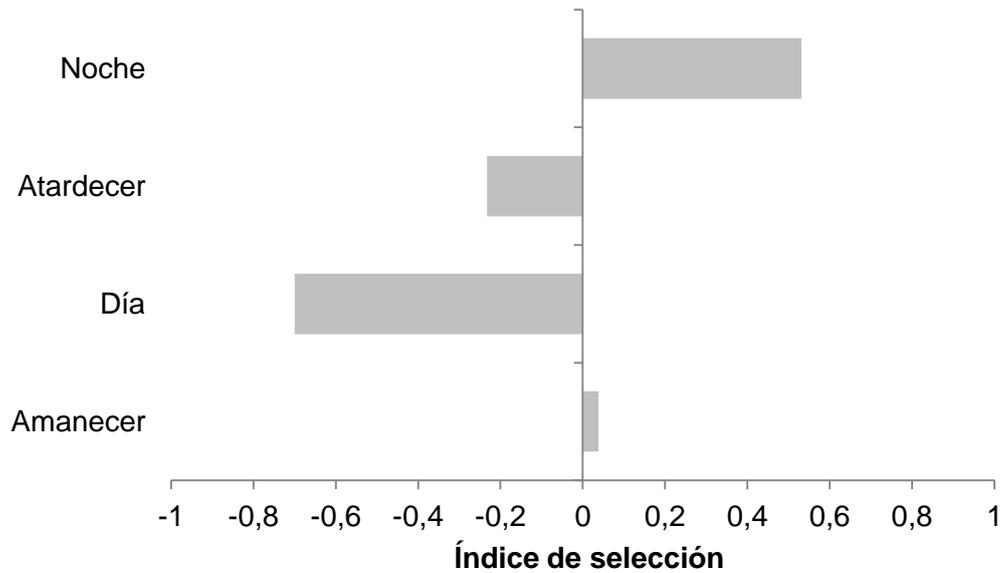


Figura 3. Selección (Índice de selección de Jacob) por parte del puma en el Espinal del sur bonaerense de los segmentos del día (amanecer, atardecer, día y noche) durante el invierno. Los valores de este índice pueden variar entre -1 (selección negativa) y +1 (preferencia completa).

El rango de temperaturas registradas en las fotografías (n=25) durante el invierno fue entre -2°C y 16°C (mediana= 7°C , $DE=5,5^{\circ}\text{C}$). El tamaño de muestra de los registros de temperatura no fue suficiente para poder realizar un análisis de las temperaturas por segmento del día durante esta estación.

A través de los análisis de densidades de Kernel, se observó un primer pico de actividad después del atardecer, entre las 19:00 y las 22:00 y luego 2 picos menos pronunciados entre las 0:00 y las 8:00 (Figura 4).

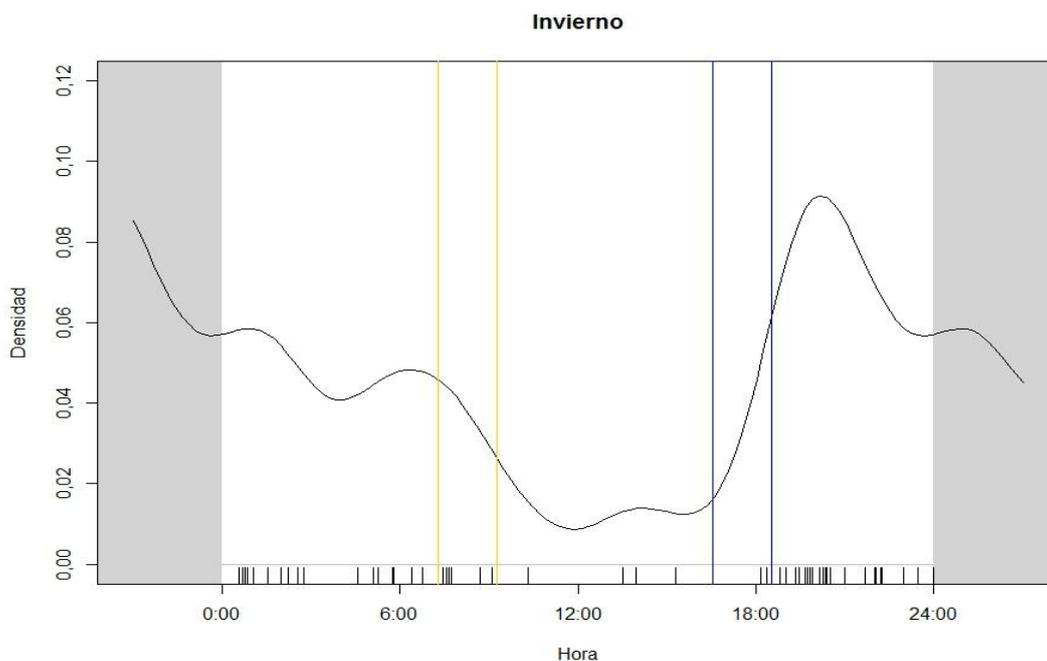


Figura 4. Patrón de actividad de *P. concolor* en el Espinal del sur bonaerense durante el periodo invernal, analizado mediante la curva de densidad de eventos calculada por el método Kernel. El eje horizontal representa las horas del día y el eje vertical, la densidad de actividad. Las líneas verticales amarillas ilustran los límites del amanecer durante esta estación (06:28h-08:28h) mientras que las líneas verticales azules delimitan el atardecer (16:53h-18:53h). Las líneas negras ubicadas en la parte inferior del gráfico muestran la distribución de los eventos.

3.2. Patrón de actividad durante el verano

Durante el verano, se registró una mayor proporción de eventos durante la noche (90,5%, n=67) que el día (9,4%, n=7; Test de Fisher: $p < 0,05$).

Al observar la proporción de los eventos de puma, en relación a las cuatro fases del día, se puede notar que el felino, en esta estación, concentró su actividad durante las horas nocturnas todavía más que en el invierno, dado que se registraron 7,6 eventos por hora (Tabla 4, Figura 5), es decir casi el doble que en el período frío. Al considerar la duración de cada fase y el número de eventos incluidos en cada una, el atardecer y la noche resultaron ser las fases donde hubo una mayor concentración de eventos (Test de Fisher: $p < 0,05$, Tabla 4).

Tabla 4. Proporción de eventos registrados por cámara trampa de *P. concolor* en el Espinal del sur bonaerense durante el verano, según el segmento del día. Se presenta también la duración de los segmentos del día y la frecuencia de los eventos/hora.

	Amanecer	Día	Atardecer	Noche
Proporción de eventos (%)	8,1 (n=6)	8,1 (n=6)	10,8 (n=8)	72,9 (n=54)
Duración segmento	2h	12h 50'	2h	7h 09'
Frecuencia (eventos/hora)	3	0,4	4	7,6



Figura 5. Puma fotografiado durante la noche en el verano 2013.

A través del índice de selección de Jacob, durante el verano, se observó una preferencia positiva de esta especie para la fase nocturna y una selección negativa, muy marcada, hacia el día (Figura 6). Por otro lado, se evidenció una leve selección positiva hacia el atardecer (Figura 6).

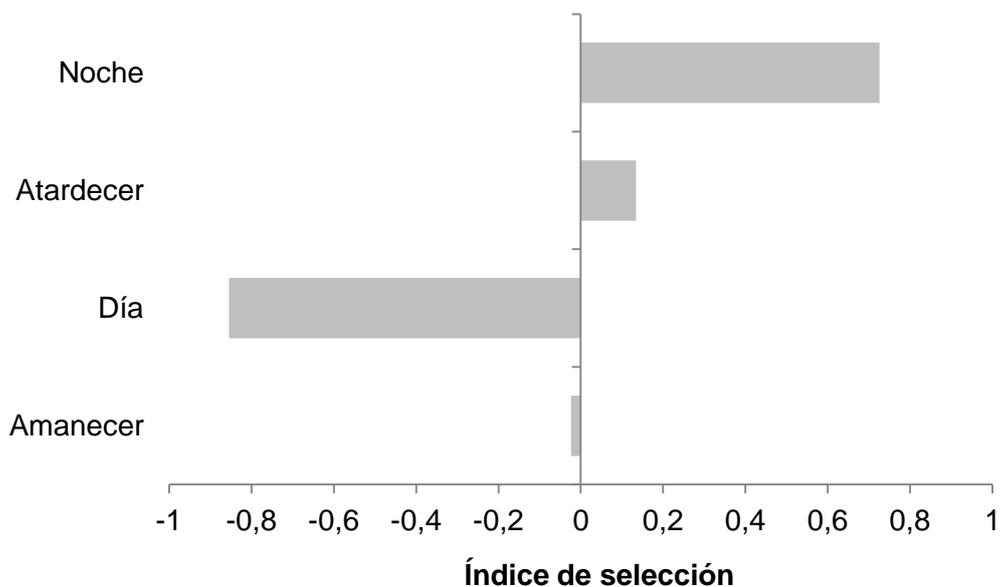


Figura 6. Selección (Índice de selección de Jacob) por parte del puma en el Espinal del sur bonaerense de los segmentos del día (amanecer, atardecer, día y noche) durante el verano. Los valores de este índice pueden variar entre -1 (selección negativa) y +1 (preferencia completa).

El rango de temperaturas registradas en las fotografías (n=43) durante el verano fue de 2°C y 31°C (mediana=15°C, DE=6,2°C). En esta estación, también, el tamaño de muestra de los registros de temperatura no fue suficiente para poder realizar un análisis de las mismas por segmento del día.

A través de los análisis de densidades de Kernel, se encontraron en verano dos picos de actividad nocturnos: un primer pico, muy marcado, entre las 21:00 y las 23:00 y luego otro, menos manifiesto, entre las 03:00 y las 05:00. Se observó, nuevamente, que la llegada de la oscuridad parece regir el inicio y la llegada de la luz el fin de la actividad de este felino (Figura 7).

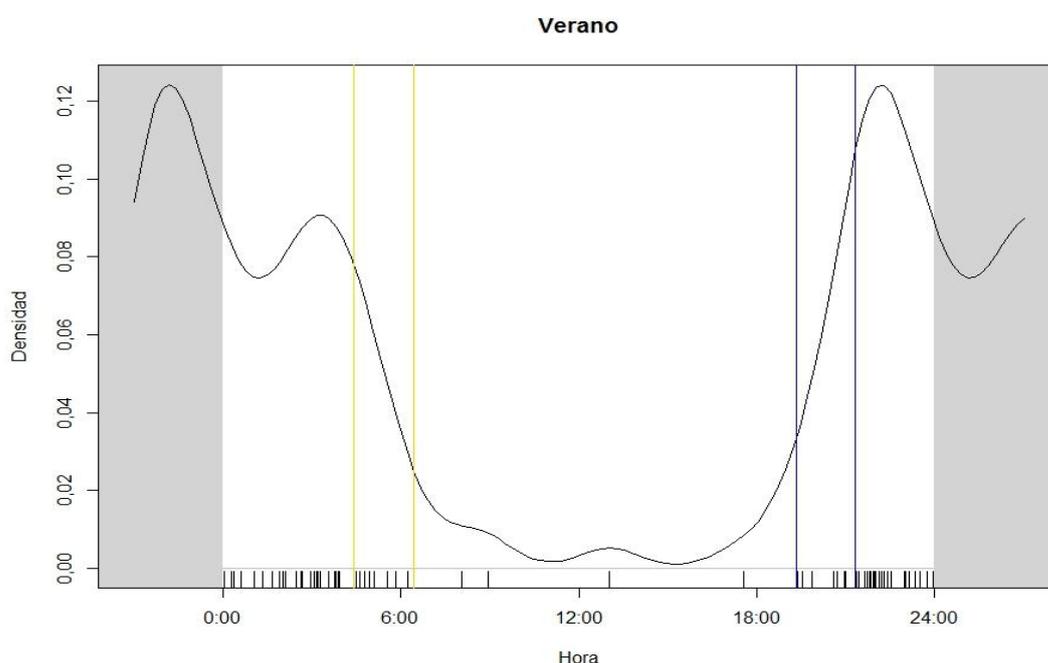


Figura 7. Patrón de actividad de *P. concolor* en el Espinal del sur bonaerense durante el periodo de verano, analizado mediante la curva de densidad calculada por el método kernel. El eje horizontal representa las horas del día y el eje vertical, la densidad de actividad. Las líneas verticales amarillas ilustran los límites del amanecer durante esta estación (04:42h-06:42h) mientras que las líneas verticales azules muestran los límites del atardecer (19:33h-21:33h). Las líneas negras ubicadas en la parte inferior del gráfico muestran la distribución de los eventos.

3.3. Comparación de las dos estaciones (verano vs. invierno) a través del método de densidad de Kernel

Al analizar el solapamiento entre el verano y el invierno (Figura 8), se observó que los patrones de actividad, entre el verano y el invierno coincidieron en un 68% (IC=53-77%).

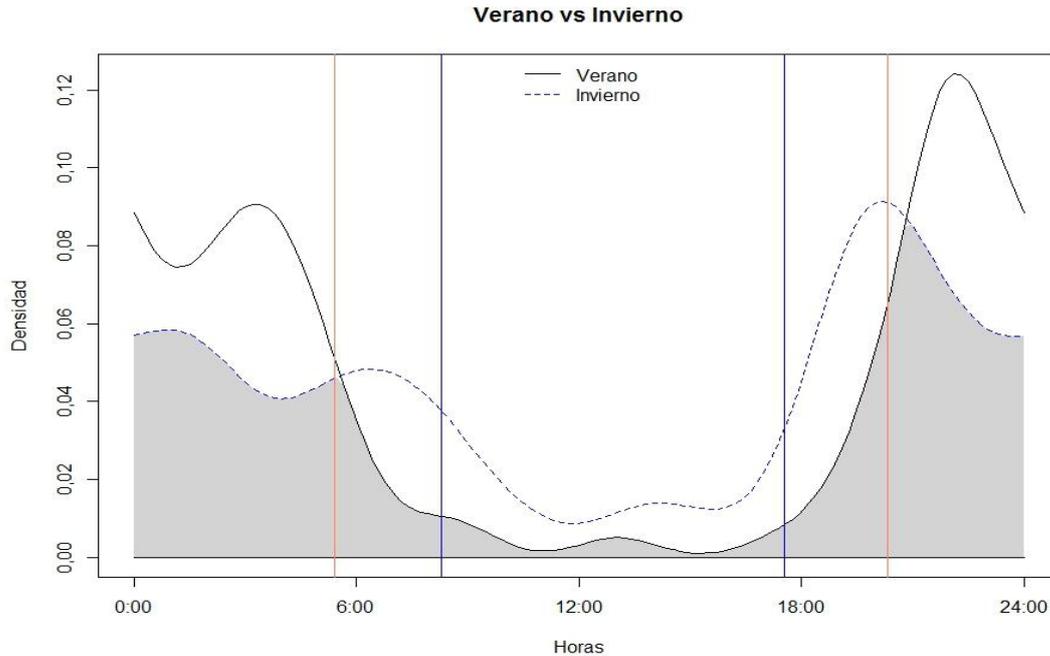


Figura 8. Las curvas de densidad representativas de los patrones de actividad del puma en el Espinal del sur bonaerense para cada estación según la hora del día. El área gris representa el solapamiento entre las dos curvas. Las líneas verticales coloradas representan las horas promedio de salida y puesta del sol del verano, mientras que las líneas verticales azules representan las horas promedio de salida y puesta del sol en invierno.

Las curvas de densidades siguen un patrón muy similar, con escasa actividad durante el día y con picos pronunciados en la noche en ambas estaciones. La diferencia entre estaciones se debe fundamentalmente a la menor concentración de la actividad en las horas nocturnas en el invierno con respecto al verano y al desplazamiento en el pico de actividad al atardecer. Se puede notar, además, como la pendiente que representa una disminución de actividad durante el amanecer, es más marcada durante el verano respecto al invierno. Durante el atardecer, la pendiente de las curvas es parecida en ambas estaciones (Figura 8).

4. Discusión y conclusiones

El puma en esta área de estudio presentó principalmente un patrón de actividad nocturno y crepuscular. Sin embargo, si se tiene en cuenta la duración de las diferentes fases del día se evidencia una clara preferencia exclusivamente para la fase nocturna. Estos resultados concuerdan con otros estudios realizados en las Américas (Scognamillo et al. 2003, Sweanor et al. 2008, Monroy-Vilchis et al. 2009, Paviolo et al. 2009, Zanón-Martínez et al. 2016, Gutiérrez-González y López-González 2017).

Generalmente se ha encontrado que el patrón de actividad de esta especie fue afectado por variables relacionadas con la presencia de co-predadores, como el jaguar *Panthera onca* (Schaller y Crawshaw 1980), con el patrón de actividad de sus presas

(Scognamillo et al. 2003) o por variables de disturbio antrópico (Van Dyke et al. 1986, Paviolo et al. 2009). El sur del Espinal es un área caracterizada por una fuerte presencia humana que se manifiesta también en forma de una persecución intensa, la cual podría afectar el patrón de actividad del carnívoro tope en la región. Si bien no se ha analizado explícitamente dicha relación, se considera que el puma podría evitar los momentos del día en los cuales la presencia antrópica y el riesgo de mortalidad son mayores, en conformidad con los resultados obtenidos en una región cercana y con características ambientales comparables de la provincia de La Pampa, Argentina (Zanón-Martínez et al. 2016). Con respecto al efecto de las presas, si bien no se estudió su patrón de actividad en el área de estudio, las especies de presas silvestres que presentarían una actividad principalmente nocturna son sólo tres: el jabalí, la vizcacha y la liebre (Canevari y Vaccaro 2007). Sin embargo, cabe recordar que la predación sobre ganado ocurría mayormente durante la noche (ver Capítulo V). Entonces, el patrón de actividad del puma, en esta área, podría apuntar a maximizar la relación entre beneficios (presencia de presas silvestres) y costos (disturbio antrópico).

4.1. Patrón de actividad estacional

El puma durante el verano concentró sus actividades durante la noche y el atardecer y en el invierno presentó una mayor actividad durante la noche y el amanecer. Resultados similares fueron aquellos encontrados en el estado de Arizona, EEUU, donde McCain (2008) registró que los pumas, durante el verano, presentaron picos de actividad en el atardecer y en la noche, mientras que en el invierno observó picos en el amanecer y durante el día. McCain (2008) concluye que estas diferencias estacionales pueden deberse principalmente a variaciones de la temperatura entre las estaciones, las cuales pueden afectar a su vez a los patrones de actividad de las presas de este felino.

Otros estudios que analizaron el patrón de actividad de esta especie no identificaron diferencias entre las estaciones (Scognamillo et al. 2003, Monroy-Vilchis et al. 2009). Si la presión antrópica fuera el principal factor que determina el patrón de actividad del puma en el sur del Espinal, no resultaría sorprendente que en el verano la menor duración de la noche fuerce estos felinos a concentrar todavía más la actividad en las horas de oscuridad, creando un elevado pico en la frecuencia de eventos por hora. Sin embargo eso no explicaría la aparente diferencia en la actividad de amanecer y atardecer entre las estaciones y tampoco la presencia de una comparativamente menor actividad diurna en verano.

La diferencia registrada entre el verano y el invierno podría deberse en parte también a la temperatura. Durante los meses de diciembre-marzo en el área de

estudio se registran temperaturas muy elevadas, por lo cual el puma evitaría las horas del día cuando las temperaturas son máximas, esperando hasta el atardecer antes de comenzar su actividad, cuando el calor disminuye. Otra posibilidad podría ser que las variaciones temporales en el patrón estén afectadas por cambios en los patrones de actividad de sus presas (Scognamillo et al. 2003, McCain 2008, Foster et al. 2013). Es por esto que sería importante obtener una mayor cantidad de sitios con registros de *P. concolor* y analizar el efecto de diferentes variables entre las cuales se destaca la disponibilidad y los patrones de actividad de las presas, y medidas del disturbio antrópico.

5. Bibliografía

- Ayres, L. A., Chow, L. S., y Graber, D. M. (1986). Black bear activity patterns and human induced modifications in Sequoia National Park. *Bears: Their Biology and Management*, 6, 151-154.
- Beier, P., Choate, D., y Barrett, R. H. (1995). Movement patterns of mountain lions during different behaviors. *Journal of Mammalogy*, 76(4), 1056-1070.
- Canevari, M., y Vaccaro, O. (2007). Guía de mamíferos del sur de América del Sur (413 pp.). LOLA, Buenos Aires, Argentina.
- Casagrande, G., y Conti, H. (1980). Clima de la provincia de La Pampa. En: inventario integrado de los recursos naturales de la provincia de La Pampa (493 pp.). INTA, La Pampa, Argentina.
- Farris, Z. J., Gerber, B. D., Karpanty, S., Murphy, A., Andrianjakarivelo, V., Ratelolahy, F., y Kelly, M. J. (2015). When carnivores roam: temporal patterns and overlap among Madagascar's native and exotic carnivores. *Journal of Zoology*, 296(1), 45-57.
- Ferguson, J. W. H., Galpin, J. S., y De Wet, M. J. (1988). Factors affecting the activity patterns of black-backed jackals *Canis mesomelas*. *Journal of Zoology*, 214(1), 55-69.
- Fisher, R. A. (1922). On the interpretation of χ^2 from contingency tables, and the calculation of P. *Journal of the Royal Statistical Society*, 85(1), 87-94.
- Foster, V. C., Sarmiento, P., Sollmann, R., Tôrres, N., Jácomo, A. T., Negrões, N., Fonseca, C., y Silveira, L. (2013). Jaguar and puma activity patterns and predator-prey interactions in four Brazilian biomes. *Biotropica*, 45(3), 373-379.
- Franklin, W. L., Johnson, W. E., Sarno, R. J., y Iriarte, J. A. (1999). Ecology of the Patagonia puma *Felis concolor patagonica* in southern Chile. *Biological Conservation*, 90(1), 33-40.
- Gutiérrez-González, C. E., y López-González, C. A. (2017). Jaguar interactions with pumas and prey at the northern edge of jaguars' range. *PeerJ*, 5, e2886.
- Inskip, C., y Zimmermann, A. (2009). Human-felid conflict: a review of patterns and priorities worldwide. *Oryx*, 43(1), 18-34.
- Jacobs, J. (1974). Quantitative measurement of food selection. *Oecologia*, 14(4), 413-417.

- Kloster, D., Ruiz, M. A., y Ernst, R. D. (2016). Germinación y crecimiento inicial de poblaciones de *Trichloris crinita* (Lag.) Parodi ante condiciones de estrés hídrico. *Semiárida Revista*, 26(2), 39-54.
- Lima, S. L., y Dill, L. M. (1990). Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology*, 68(4), 619-640.
- Linkie, M., y Ridout, M. S. (2011). Assessing tiger–prey interactions in Sumatran rainforests. *Journal of Zoology*, 284(3), 224-229. (Script disponible en: <https://www.kent.ac.uk/smsas/personal/msr/overlap.html>).
- Lodé, T. (1995). Activity pattern of polecats *Mustela putorius* L. in relation to food habits and prey activity. *Ethology*, 100(4), 295-308.
- Lucherini, M., Reppucci, J. I., Walker, R. S., Villalba, M. L., Wursten, A., Gallardo, G., Iriarte, A., Villalobos, R., y Perovic, P. (2009). Activity pattern segregation of carnivores in the high Andes. *Journal of Mammalogy*, 90(6), 1404-1409.
- Mazzolli, M., Graipel, M. E., y Dunstone, N. (2002). Mountain lion depredation in southern Brazil. *Biological Conservation*, 105(1), 43-51.
- McCain, E. B. (2008). Daily activity patterns of mountain lions (*Puma concolor*) in relation to the activity of their prey species in southern Arizona (36 pp.). Tesis de Maestría, Humboldt State University, Arcata, California, EEUU.
- Meredith, M., y Ridout, M. (2016). Estimates of coefficient of overlapping for animal activity patterns (Paquete disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/overlap/overlap.pdf>).
- Monroy-Vilchis, O., Rodríguez-Soto, C., Zarco-González, M., y Urios, V. (2009). Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in central Mexico. *Animal Biology*, 59(2), 145-157.
- Oliveira-Santos, L. G. R., Zucco, C. A., y Agostinelli, C. (2013). Using conditional circular kernel density functions to test hypotheses on animal circadian activity. *Animal Behaviour*, 85(1), 269-280.
- Paviolo, A., Di Blanco, Y. E., De Angelo, C. D., y Di Bitetti, M. S. (2009). Protection affects the abundance and activity patterns of pumas in the Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, 90(4), 926-934.
- R Core Team (2017). R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ridout, M. S., y Linkie, M. (2009). Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14(3), 322-337.
- Schaller, G. B., y Crawshaw Jr., P. G. (1980). Movement patterns of jaguar. *Biotropica*, 12(3), 161-168.
- Schmidt, K., Nakanishi, N., Izawa, M., Okamura, M., Watanabe, S., Tanaka, S., y Doi, T. (2009). The reproductive tactics and activity patterns of solitary carnivores: the Iriomote cat. *Journal of Ethology*, 27(1), 165.
- Scognamillo, D., Maxit, I. E., Sunquist, M., y Polisar, J. (2003). Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. *Journal of Zoology*, 259(3), 269-279.
- Servin, J., Rau, J. R., y Delibes, M. (1991). Activity pattern of the red fox *Vulpes vulpes* in Doñana, SW Spain. *Acta Theriologica*, 36(3-4), 369-373.

- Smith, J. A., Wang, Y., y Wilmers, C. C. (2015). Top carnivores increase their kill rates on prey as a response to human-induced fear. *Proceedings of the Royal Society B*, 282(1802), 20142711.
- Smith, J. A., Suraci, J. P., Clinchy, M., Crawford, A., Roberts, D., Zanette, L. Y., y Wilmers, C. C. (2017). Fear of the human ‘super predator’ reduces feeding time in large carnivores. *Proceedings of the Royal Society B*, 284(1857), 20170433.
- Sunrise y Sunset (2016). Amanecer y atardecer, Bahía Blanca. <http://www.sunrise-and-sunset.com/es/sun/argentina/bahia-blanca/>
- Sweanor, L. L., Logan, K. A., Bauer, J. W., Millsap, B., y Boyce, W. M. (2008). Puma and human spatial and temporal use of a popular California State Park. *Journal of Wildlife Management*, 72(5), 1076-1084.
- Theuerkauf, J. (2009). What drives wolves: fear or hunger? Humans, diet, climate and wolf activity patterns. *Ethology*, 115(7), 649-657.
- Van Dyke, F. G., Brocke, R. H., y Shaw, H. G. (1986). Use of road track counts as indices of mountain lion presence. *Journal of Wildlife Management*, 50(1), 102-109.
- Zanón-Martínez, J. I., Kelly, M. J., Mesa-Cruz, J. B., Sarasola, J. H., DeHart, C., y Travaini, A. (2016). Density and activity patterns of pumas in hunted and non-hunted areas in central Argentina. *Wildlife Research*, 43(6), 449-460.
- Zielinski, W. J. (1988). The influence of daily variation in foraging cost on the activity of small carnivores. *Animal Behaviour*, 36(1), 239-249.

**Capítulo V: Caracterización del conflicto
puma-ganadería en un paisaje dominado por
actividades humanas en el Espinal Argentino (*)**



(*) este capítulo se encuentra actualmente publicado en la revista científica *Royal Society Open Science* (RSOS-170852). Guerisoli, M., Luengos Vidal, E., Franchini, M., Caruso, N., Casanave, E., y Lucherini, M. (2017). *Characterization of puma-livestock conflicts in rangelands of central Argentina.*

1. Introducción

La mayoría de los grandes carnívoros han sufrido una marcada disminución en sus tamaños poblacionales y en sus rangos de distribución, y actualmente, debido a la expansión de las actividades antrópicas, el mantenimiento de poblaciones viables de estas especies depende, en gran parte de sus áreas de distribución, de la mitigación de los conflictos con los humanos (Woodroffe 2000). Como ya se ha evidenciado en el Capítulo II de esta tesis, la predación de ganado es considerada como una de las principales causas de los conflictos entre los grandes carnívoros y el hombre y, en consecuencia, la principal razón de persecución de estas especies en todo el mundo (Mazzolli et al. 2002, Baker et al. 2008, Dickman et al. 2013). Predecir los resultados de los conflictos carnívoros-humanos para ambos componentes de esta ecuación puede ser un desafío, ya que requiere la evaluación tanto de las respuestas de las personas involucradas en los conflictos, así como de aquellas de los carnívoros (Ohrens et al. 2016). Sin embargo, este conocimiento es fundamental en un contexto en el cual poblaciones de carnívoros viven inmersas en territorios agrícola-ganaderos y su supervivencia depende de una coexistencia sostenible con los seres humanos (Treves y Karanth 2003, Zarco-González et al. 2012, Dickman et al. 2013).

Como ha sido mencionado en el Capítulo I, el puma *Puma concolor* desempeña una función reguladora en los ecosistemas, al afectar las poblaciones y los comportamientos de presas y de predadores más pequeños (Estes et al. 2011, Ripple et al. 2014). A pesar de este importante papel, y del hecho de que este felino es el carnívoro silvestre con más amplia distribución en las Américas, la ecología del puma en América del Sur ha sido poco estudiada, especialmente en áreas con intensa actividad antrópica, donde los conflictos carnívoros-humanos tienden a ser intensos.

En la actualidad, el puma es el predador tope con mayor área de distribución y uno de los carnívoros más conflictivos de Argentina (Donadio et al. 2010, Llanos et al. 2016). Debido a su plasticidad ecológica, esta especie es relativamente tolerante a las perturbaciones antrópicas, y algunas de sus poblaciones viven en paisajes altamente modificados por humanos (Foster et al. 2010, Quiroga et al. 2016). Sin embargo, en los últimos dos siglos, desde la colonización por los europeos, la cacería de presas silvestres y la conversión extensiva de los hábitat naturales en tierras de cultivo y de producción ganadera han incrementado la presencia humana y, simultáneamente, los eventos de predación del ganado (Walker y Novaro 2010). Bajo este escenario, y por varios años, los pumas fueron categorizados como especies plaga por una ley nacional argentina (Ley Nacional N°4863).

La predación del ganado por los pumas a menudo conduce a acciones de represalia por parte de los productores ganaderos (por ejemplo, Amit et al. 2013,

Quiroga et al. 2016) y a perturbaciones en las dinámicas de los ecosistemas, cuya consecuencia final podría ser la extinción local de poblaciones de este carnívoro tope (Pia 2013, Hoogesteijn y Hoogesteijn 2014), y el incremento poblacional de especies presas o predadores intermedios (Crooks y Soulé 1999).

Factores sociales, culturales y relacionados con experiencias previas de predación, influyen en la decisión del hombre de perseguir a los grandes predadores en zonas productivas, donde el ganado representa una fuente económica importante y donde las pérdidas de estos animales afectan negativamente la actitud de las poblaciones rurales con respecto a especies de grandes carnívoros (por ejemplo, Zimmermann et al. 2005, Michalski et al. 2006, Babrgir et al. 2017). Las pérdidas económicas causadas por la predación de especies domésticas por parte de grandes felinos han sido documentadas en todo el mundo (Marker y Boast 2015, Minnie et al. 2015, Babrgir et al. 2017), incluyendo las Américas (Mazzolli et al. 2002, Michalski et al. 2006, de Azevedo y Murray 2007, Amador-Alcalá et al. 2013, Schulz et al. 2014). Sin embargo, las estimaciones de las pérdidas por las predaciones del puma son a menudo demasiado aproximadas para permitir una comprensión de su verdadera importancia en las economías locales. Además, sólo unos pocos estudios han explorado los efectos de los conflictos asociados a la predación del ganado tanto para la población rural como para las especies de carnívoros que sufren represalias (Mishra 1997, Treves y Karanth 2003, Dar et al. 2009, Amador-Alcalá et al. 2013).

El objetivo general del presente estudio es el de caracterizar y cuantificar los conflictos puma-ganadería en un paisaje dominado por actividades humanas del Espinal argentino. Más específicamente se propone:

1. Estimar la tasa de predación de puma sobre ganado en el área de estudio.
2. Realizar una cuantificación económica de las pérdidas causadas por este felino a los productores.
3. Identificar los patrones espacio-temporales de predación del puma en una parte del área.
4. Describir el efecto de los métodos de mitigación aplicados en relación a la predación por parte de este felino.
5. Estimar la tasa de mortalidad del puma causada por la caza.
6. Estudiar cómo los eventos de predación de *P. concolor* influyen sobre su caza por los ganaderos.

Las predicciones realizadas son:

- 1- La predación de animales domésticos en el área de estudio serán mínimas en relación a su disponibilidad.

- 2- Aquellas propiedades que apliquen métodos de mitigación sufrirán menos ataques por parte del felino.
- 3- El puma tendrá una preferencia positiva hacia los ovinos.
- 4- Los sitios de predación se encontrarán próximos a los parches de monte y de pastizales con arbustos y alejados de las casas habitadas.

2. Materiales y métodos

2.1. Área de estudio

El estudio se realizó en un área de 23.630 km² localizada en la parte sur de la provincia de Buenos Aires y correspondiente a los partidos de Villarino y Patagones (Figura 1). Las características generales del área de estudio y de los partidos están descritas en el Capítulo I.

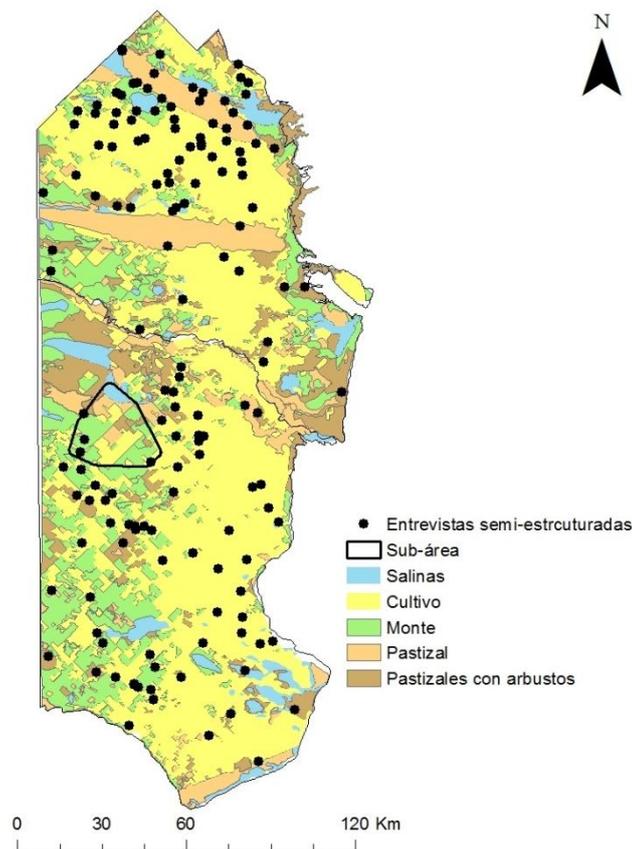


Figura 1. Mapa del área de estudio con los sitios en los cuales se realizaron las entrevistas semi-estructuradas para estudiar los conflictos entre puma y ganadería, el Área chica muestreada en forma intensiva y los principales ambientes considerados. Las líneas negras más finas representan los límites de los partidos, al norte Villarino y al sur Patagones.

2.2. *Recolección de datos*

La recolección de datos se realizó desde el 2007 al 2015 y se basó en entrevistas semi-estructuradas a pobladores locales e inspección directa de sitios de predación de ganado por parte del puma.

2.3. *Entrevistas semi-estructuradas*

Las entrevistas semi-estructuradas son una herramienta ampliamente utilizada en el estudio del conflicto entre el hombre y la fauna silvestre (Sekhar 1998, Marshall et al. 2007, MacMillan y Phillip 2010) y se caracterizan por su flexibilidad, permitiendo al investigador evaluar la percepción e información brindada por el entrevistado (Bryman 2001).

Para obtener datos sobre el conflicto puma-ganadería y las percepciones y actitudes de la población local hacia el puma, se visitaron personalmente una muestra, aleatoria y estratificada por los principales ambientes disponibles (monte, pastizales con arbustos, pastizales y cultivo), de propiedades ganaderas. Para evitar la autocorrelación espacial, se seleccionaron para las entrevistas sitios que estuvieran separados por lo menos por una distancia de 4-5 km (Caruso et al. 2015; Figura 1).

Las entrevistas semi-estructuradas fueron realizadas por dos o tres investigadores y consistieron en diálogos informales con el fin de crear una interacción relajada entre entrevistadores y entrevistados para obtener respuestas honestas y sin compromisos, y evitando inducir las respuestas, siguiendo la metodología propuesta por Newing (2011) para este tipo de aproximaciones. Para maximizar la honestidad de los encuestados, y dado que la caza de pumas es ilegal en la provincia de Buenos Aires, se aclaró, al principio de cada entrevista, que la información era recolectada para un estudio de investigación y que la misma sería considerada de forma anónima. Durante la interacción con el entrevistado, se registraron datos sobre la presencia de especies de mamíferos en su propiedad y las percepciones de los encuestados hacia las especies. También, se recolectó información sobre los principales aspectos de los eventos de predación por parte del puma y las reacciones, a dichos eventos, por parte de los productores. Al finalizar cada entrevista, se completó un cuestionario que incluía preguntas abiertas y cerradas con el cual se construyó sucesivamente la base de datos final.

Dado que las entrevistas, al ser semi-estructuradas, no se caracterizaban por un esquema rígido, algunos de los entrevistados no respondieron a todas las preguntas y, como consecuencia, el tamaño de las muestras puede variar según los análisis considerados.

2.4. Muestreo del Área chica

Para recolectar información directa y que también pudiera corroborar en parte los datos obtenidos por las entrevistas, sobre eventos de predación de puma, pérdidas de ganado y eventos de caza del felino por parte de los productores, se monitoreó, desde diciembre 2013 a diciembre 2015, un área de 513 km² (“Área chica”) ubicada en el partido de Patagones (Figura 2). Dicha superficie abarcó 12 propiedades agrícola-ganaderas, de las cuales cuatro desarrollaban ganadería ovina y 12, ganadería bovina. Durante el período muestreado, se estimó, aproximadamente, la presencia de 970 cabezas de ovinos (correspondiente a una densidad de 1,89 ovejas/km²) mientras que el número de cabezas de ganado bovino, si bien resultó ser mucho mayor al ovino, fue difícil de establecer con precisión (>2000 cabezas). Los principales ambientes que caracterizaron el área fueron el monte (49,6%), seguido por los pastizales con arbustos (23,7%), el pastizal (19,5%) y los cultivos (7,2%; Figura 2). Para los objetivos de este muestreo, se definió un “evento de predación” cuando uno o más individuos de puma atacaban una o más presas dentro de un período consecutivo de 16 horas (Anderson y Lindzey 2003).

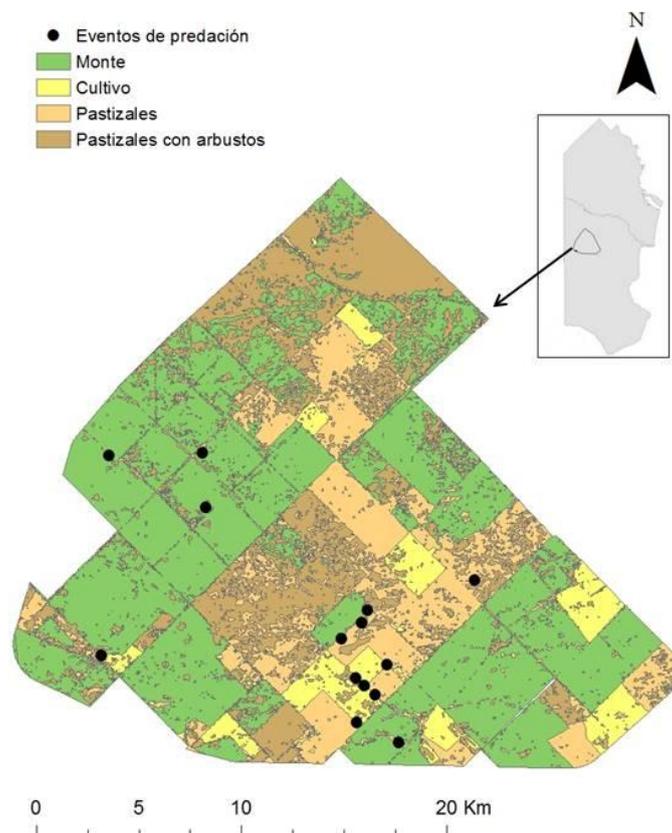


Figura 2. Mapa de cobertura de vegetación con los sitios de los eventos de predación (puntos negros) por parte de puma en el Área chica monitoreada en forma intensiva. En el recuadro a la derecha se muestra la ubicación de esta área en el área de estudio total (partidos bonaerenses de Villarino y Patagones).

2.5. Análisis de datos

Los datos de las entrevistas se usaron para realizar una caracterización general de los entrevistados y del tamaño y del tipo de producción de las propiedades por partido. También, se realizó una cuantificación de las pérdidas de ganado por partido. Para entender si las pérdidas de ganado por puma presentaban una distribución significativamente diferente entre partidos se utilizó el test de independencia chi-cuadrado (χ^2 ; Pearson 1900). Para aplicar este test, se utilizó la función *chisq.test* del software RStudio 3.3.3 (R Core Team 2017). Para evaluar si existía una preferencia en la predación de ovinos y de bovinos en los partidos, se calculó el índice de selección de Jacobs (Jacobs 1974) para cada una de estas especies en Villarino y en Patagones. Los valores de este índice pueden variar de -1 (no preferencia) a +1 (completa preferencia). Además, para entender si existía una variación significativa en las predaciones de ambas especies entre partidos se aplicó un test de independencia chi-cuadrado, con la misma función citada en el párrafo anterior. Como medida de dispersión de los valores de las variables analizadas se utilizó la Desviación Estándar (DE).

2.6. Estimación de pérdida económica

Para estimar las pérdidas económicas causadas por la predación del puma, se utilizó el peso promedio de cada tipo de ganado (ternero, ovino adulto, cría de ovino) y su valor promedio anual de mercado en pesos argentinos para cada año; sucesivamente se multiplicó este valor por el número de cabezas de ganado perdidas. Finalmente, para estandarizar los resultados, se aplicó la media anual de la tasa de cambio entre el peso argentino y el dólar americano (USD) del año en el cual la pérdida fue registrada.

2.7. Actitudes de los productores ganaderos

Se realizó, por partido, una cuantificación de los entrevistados que cazan pumas y se caracterizaron las principales técnicas de caza más utilizadas. A través de estudios previos de conflictos entre grandes felinos y ganadería (Polisar et al. 2003, Zarco-González et al. 2013, Boulhosa y de Azevedo 2014), se observó que la implementación de métodos de mitigación, tales como el encierre nocturno, reduciría las tasas de predación por parte de los felinos. Entonces, se relacionó las pérdidas de ganado doméstico de las propiedades muestreadas y la presencia o ausencia de técnicas de mitigación en dichas superficies. Para estos análisis se utilizaron únicamente las propiedades con producción ovina ya que es la única especie ganadera para la cual los productores del área de estudio aplican métodos de mitigación. El ganado bovino, según los productores, es menos vulnerable a los

ataques por parte del puma, por lo cual es criado, en su mayoría, en forma extensiva y con limitado manejo, tanto en áreas abiertas como en el monte.

2.8. Inspección directa de los sitios de predación

En el Área chica muestreada intensivamente se realizó una revisión directa de cada uno de los eventos de predación por parte del puma (Figura 2). Se caracterizaron los eventos de predación de ganado y se estimó la pérdida económica. Para la recolección de estos registros se contó con la colaboración de los productores ganaderos del área. Las pérdidas monetarias se estimaron a través del mismo proceso descrito anteriormente (sección 2.6 de este mismo Capítulo).

2.9. Variables predictoras de la predación en el Área chica

Se utilizaron los datos recolectados en el Área chica para relacionar los sitios de predación de ganado con variables que podrían afectar la ocurrencia de dichos eventos. Más específicamente, se analizó si la predación de ganado doméstico por parte del puma estaba asociada a sitios en los cuales el riesgo de encuentro con humanos era bajo (Palmeira et al. 2008, Soto-Schoender y Giuliano 2011, Zarco-González et al. 2013), a fases específicas del día y/o a ambientes con mayor cobertura de vegetación (Michalski et al. 2006, Rosas-Rosas et al. 2008).

Para entender en qué momento del día ocurrieron mayormente los eventos de predación, se registró la información brindada por los mismos productores que notificaban el ataque. Para estos análisis se consideraron los eventos de predación (ovinos + bovinos) ocurridos en el Área chica.

Como ha sido mencionado en el Capítulo III de esta tesis, en los cascos, no sólo desarrollan sus actividades cotidianas las personas que viven, sino también se registra la presencia de animales de compañía (perros y gatos), movimiento vehicular y trabajos de mantenimiento mecánica. Entonces para los análisis, se consideró la variable “distancia a los cascos” como medida de disturbio antrópico asociada a los sitios de predación. Para medir esta variable, durante las campañas, se georeferenciaron los cascos en uso dentro del Área chica. Para determinar si los registros de predación presentaban una distribución aleatoria o eran afectados por la distancia a los cascos, se calculó la distancia mínima (en kilómetros) desde cada uno de los sitios de predación al casco más cercano y se comparó con la distancia de 15 puntos generados al azar dentro de los corrales donde ocurrieron los eventos de predación y se encontraba el ganado, mediante una prueba T de Student. Se usó la herramienta *Near* de ArcGis 10.1® (ESRI 2012) para construir dicha variable y la función *t.test* del software RStudio 3.3.3 (R Core Team 2017).

Con el fin de determinar si en la predación de ganado doméstico el puma mostraba preferencia hacia determinadas coberturas de vegetación, se caracterizaron los sitios de predación con los principales ambientes disponibles (cultivo, pastizales, pastizales con arbustos y monte). Las características generales de cada ambiente se describen en Capítulo I. Para estos análisis, se consideraron los potreros donde estaba el ganado ovino como el área de ambientes disponibles para las predaciones del puma y se utilizaron únicamente los eventos de predación de ovinos debido a que estos utilizaron uno o dos potreros, como máximo, durante todo el período de muestreo, a diferencia del ganado bovino, que se caracterizó por un manejo con variaciones espaciales más frecuentes. Para caracterizar los ambientes, se aplicó un área *buffer* de 100 m de radio tanto a los potreros donde se encontraban las ovejas como alrededor de cada sitio de predación y se calculó la proporción de ambientes en las áreas así creadas. Sucesivamente se calculó el índice de selección de Jacobs para cada ambiente (Jacobs 1974). Para la construcción de estas variables se utilizó el programa ArcGis 10.1® (ESRI 2012).

También, se estudió si la predación de ganado doméstico por parte del puma estaba afectada por la cercanía a los ambientes con mayor cobertura de vegetación del área de estudio (el monte y los pastizales con arbustos). Asimismo, en estos análisis se utilizaron únicamente los eventos de predación de ovinos. Para entender si los registros de predación presentaban una distribución aleatoria o eran afectados por la distancia a los parches de monte y de pastizales con arbustos, se calculó la distancia mínima (en kilómetros) de cada uno de los sitios de predación al parche de monte y de pastizales con arbustos más cercano y se comparó con la misma distancia para 15 puntos, para cada tipo de ambiente, generados al azar dentro de los corrales donde se encontraban las ovejas, mediante una prueba T de Student. Se usó la herramienta *Near* de ArcGis 10.1® (ESRI 2012) para construir dicha variable y la función *t.test* del software RStudio 3.3.3 (R Core Team 2017).

3. Resultados

3.1. Caracterización de los entrevistados y de las propiedades

Se completaron 111 entrevistas en Villarino y 102 entrevistas en Patagones. La edad promedio de los entrevistados fue de 49,6 años (DE=12,7 años, n=178) y la mayoría (85,8%) de los mismos fueron de sexo masculino. El tamaño de las propiedades muestreadas varió entre los dos partidos (Tabla 1). En Patagones la mayor proporción de las propiedades poseían ganado bovino y ovino (“propiedades

mixtas”), mientras que las propiedades que criaban solamente ovinos resultaron ser más raras, por el contrario, en Villarino, estas últimas eran muy comunes (Tabla 1).

Tabla 1. Tamaño y proporciones de las propiedades con presencia de ganado bovino y/o ovino en las cuales se estudiaron las interacciones entre puma y ganado, en los dos partidos (Villarino: n=102, Patagones: n=99).

	Villarino	Patagones
Mediana del tamaño de la propiedad (rango de superficie)	7 km ² (0,25-312 km ²)	12 km ² (0,14-200 km ²)
Propiedades mixtas	51,4% (n=53)	69,7% (n=69)
Propiedades con sólo ganado bovino	22,3% (n=22)	26,3% (n=26)
Propiedades con sólo ganado ovino	26,2% (n=27)	4% (n=4)

3.2. Pérdidas de ganado

Si bien se registraron, durante las entrevistas, eventos de predación de potrillos, la mayoría de los casos de predación involucraron ovinos y vacunos. La predación de carnívoros, los cambios climáticos, el abigeato y las enfermedades que afectan el ganado fueron las principales causas de pérdida de ovinos y bovinos más mencionadas por los productores (Villarino, n=24 entrevistas, Patagones, n=28 entrevistas; Figura 3). Si bien se registraron variaciones, en ambos partidos la predación fue considerada como la causa más importante de pérdidas de ganado (Figura 3).

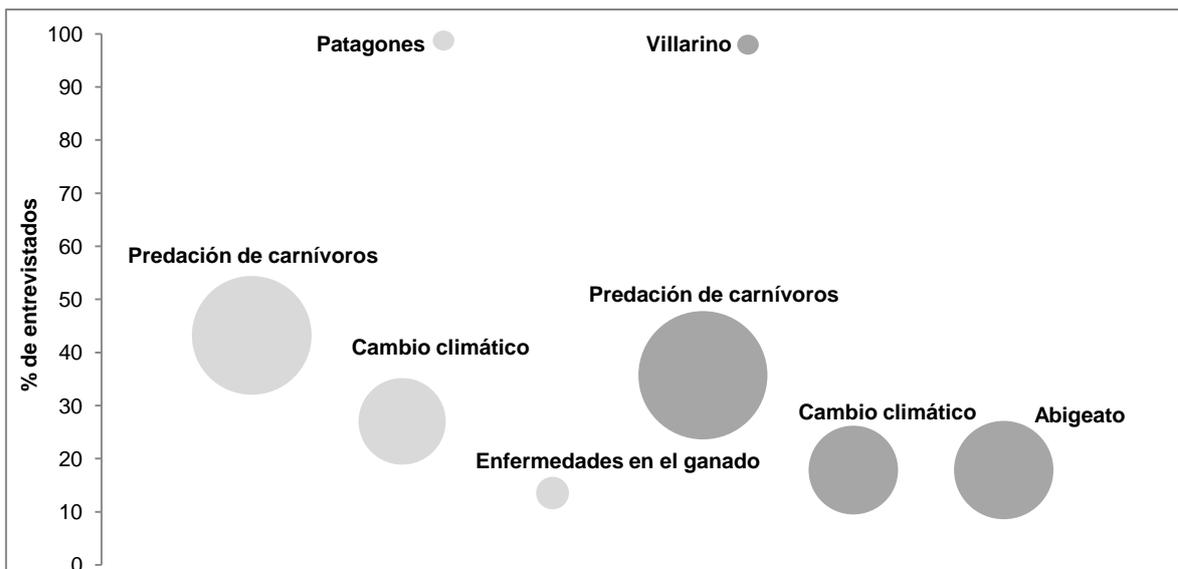


Figura 3. Principales causas de pérdida de ganado identificadas por los entrevistados en los partidos de Villarino y Patagones. Los tamaños de las burbujas son proporcionales al porcentaje de entrevistados que clasifican un factor como la causa más importante, mientras que sus valores en el eje vertical corresponden a la proporción de entrevistados que enumeran ese factor entre las causas de la pérdida del ganado.

Las pérdidas de ganado por ataques de puma se registraron en una mayor proporción de propiedades ($\chi^2=7,3$, g.d.l.=2, $p<0,05$) en Villarino (46,6%, n=48) que en Patagones (35,4%, n=35). En Villarino, la predación fue mayormente registrada en propiedades mixtas que en propiedades con presencia de ovinos o bovinos, mientras que en Patagones se evidenció una mayor frecuencia de ataques por parte del puma en propiedades con presencia únicamente de ovinos (Tabla 2).

Tabla 2. Proporción de los diferentes tipos de propiedades (mixtas, con sólo presencia de ganado bovino o ovino) afectadas por la predación del puma en el año anterior a la fecha de la entrevista, en los partidos de Villarino y Patagones.

	Villarino	Patagones
Propiedades mixtas	56,6% (n=30)	44,9% (n=31)
Propiedades con ovinos	44,4% (n=12)	50% (n=2)
Propiedades con bovino	26% (n=6)	7,7% (n=2)

En ambos partidos, la proporción de ganado vacuno y ovino predado por el puma difirió de la esperada en base a sus disponibilidades (ovinos: $\chi^2=518,08$, g.d.l.=1, $p<0,05$; bovinos: $\chi^2=24,9$, g.d.l.=1, $p<0,05$).

En general, la predación de ovinos fue mayor de lo esperado sobre la base de su disponibilidad en Villarino, mientras que en Patagones la diferencia entre predación y

disponibilidad de ovinos fue mínima (Figura 4). Por otra parte, la predación de ganado bovino fue menor de lo esperado en ambos partidos (Figura 4).

En promedio, el número y la proporción de ganado predado, así como las pérdidas económicas atribuidas a los pumas, tendieron a ser mayores en Villarino que en Patagones (Tabla 3). El porcentaje de cabezas perdidas de bovinos fue del 1% en Villarino comparado con el 0,1% en Patagones; para los ovinos la diferencia fue más marcada, siendo del 10,4% en Villarino y del 3,3% en Patagones. Sin embargo, las pérdidas por predación variaron considerablemente entre las propiedades. En Villarino, los rangos de pérdidas, en relación con la disponibilidad de ganado en las propiedades, fueron de 0,1-51,9% para los ovinos y de 2,1-3,3% para los bovinos. En Patagones, las pérdidas de ovinos oscilaron entre 0,7 y 86,7%, mientras que la predación de bovinos se registró en una sola de las propiedades para las cuales se obtuvieron estos datos y correspondió al 0,4% del total de sus vacunos.

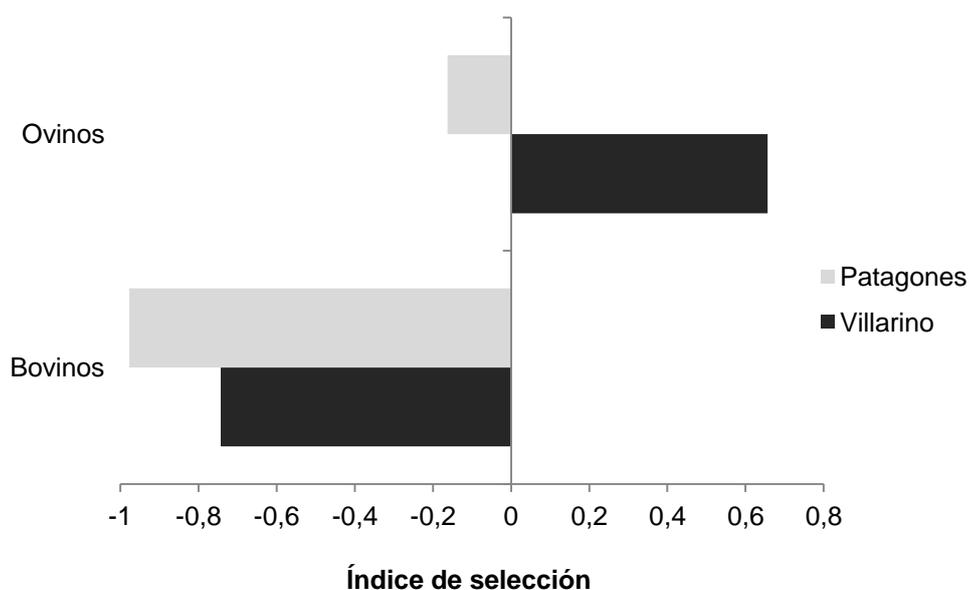


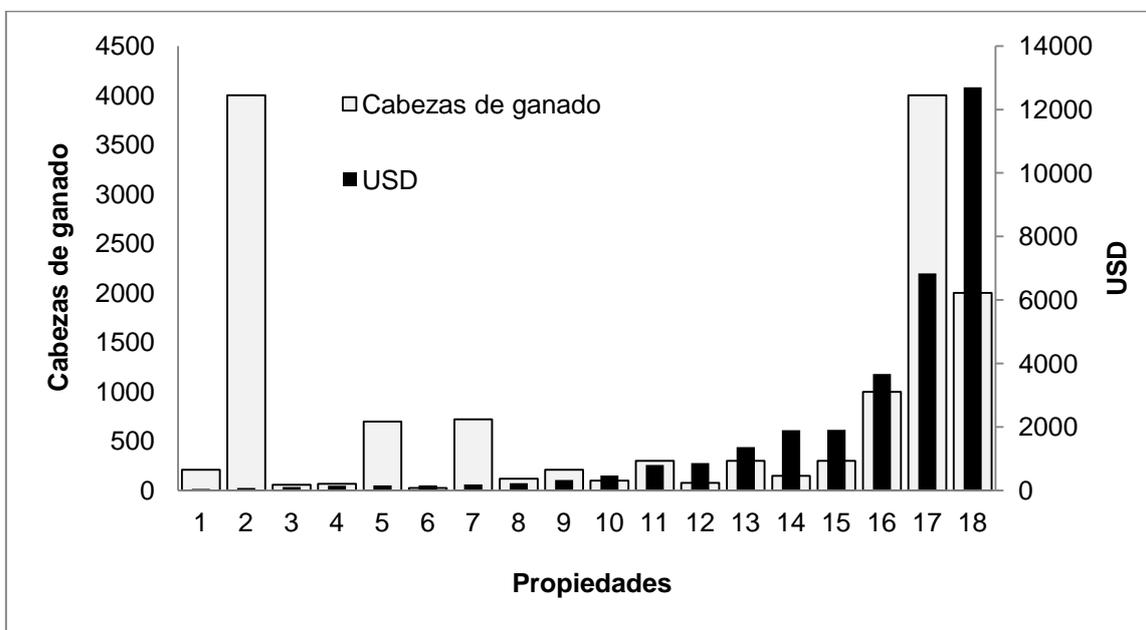
Figura 4. Selección (Índice de selección de Jacob) de ganado ovino y bovino por parte del puma en Villarino (n=46 propiedades) y en Patagones (n=44 propiedades). Los valores positivos indican que la predación fue mayor de lo esperado en base a la disponibilidad de ambas especies.

Tabla 3. Pérdida económica y en términos de cabezas por propiedad, provocada por el puma en los dos partidos de Villarino y Patagones.

	Villarino		Patagones	
	Bovinos	Ovinos	Bovinos	Ovinos
Número de propiedades	14	27	14	30
Mediana del número de cabezas perdidas (promedio±DE)	0 (7,5±22,6)	0 (45,1±161,5)	0 (0,14±0,53)	7 (15,6±30,6)

% de cabezas perdidas en relación al total de cabezas presentes	1	10,4	0,1	3,3
Mediana de la pérdida económica (promedio±DE), en USD	0 (560±1687,3)	0 (1 560,4±6 466,4)	0 (5,3±19,9)	315,8 (703,8±1 382,8)

Si se consideran solamente las propiedades donde se registraron eventos de predación de puma, la pérdida económica, en promedio, fue de 3398,4 USD por propiedad por año (mediana=541,4 USD, DE=8729,4 USD, n=17) para Villarino y de 1059,5 USD (mediana=541,4 USD, DE=1587,1 USD, n=20) por propiedad por año para Patagones. A pesar de que las pérdidas económicas variaron en gran medida entre tipos de propiedades (Tabla 3, Figura 5), en ambos partidos la mayoría de las propiedades sufrieron pérdidas menores a 1000 USD (76,5%, n=13, en Villarino, 75%, n=15, en Patagones; Figura 5).



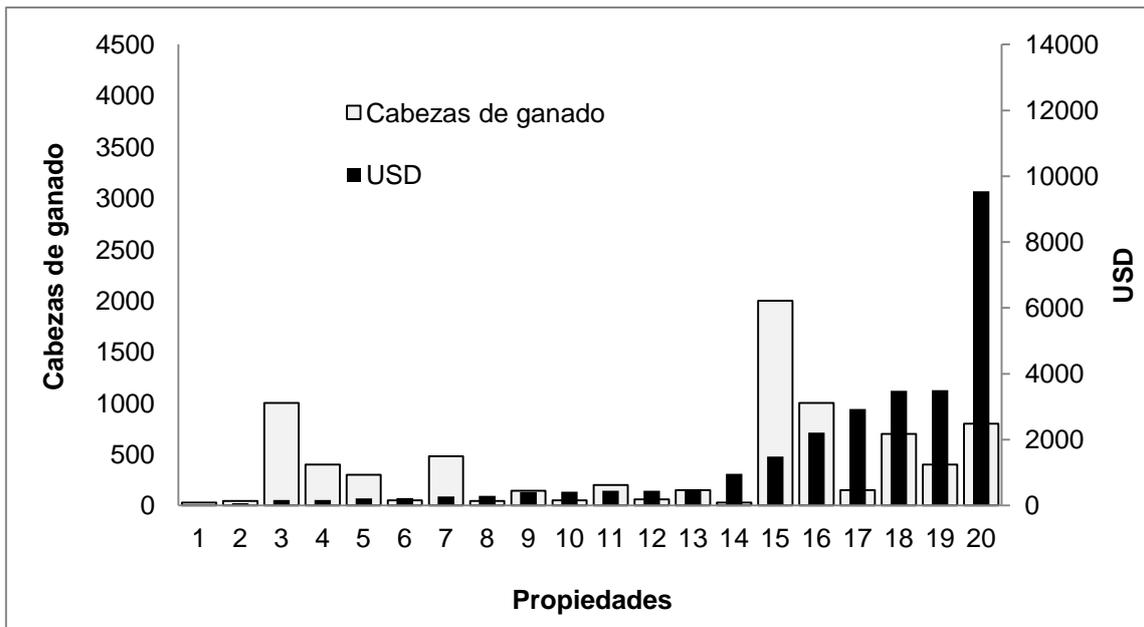


Figura 5. Pérdidas económicas (en USD) y en término de cabezas de ganado causadas por la predación de puma en las propiedades individuales para las cuales fue posible estimar estos datos en Villarino (arriba) y en Patagones (abajo).

3.3. Actitudes de los productores ganaderos

En Villarino, el 67,3% de todos los entrevistados que respondieron a la pregunta (n=52) cazó pumas alguna vez en su vida (Figura 6), y el 47,6% (n=21) admitió haber matado al felino en los últimos 5 años. En total, se estimó la caza de un mínimo de 57 individuos (11,4 pumas/año). Las técnicas de caza más utilizadas en este partido fueron el uso de cepos (34,6%, n=9; Figura 7), la caza activa con armas de fuego, combinadas, ocasionalmente, con perros (26,9%, n=7) y el uso de trampas jaula con cebo vivo (26,9%, n=7; Figura 7). En Patagones, el 82,5% de los entrevistados (n=57) informó que cazó pumas y el 29% (n=31) que lo hizo en los últimos 5 años. En total, se estimó la caza de al menos 34 individuos (6,8 pumas/año). La caza con armas de fuego (45,7%, n=32) y los cepos (31,4%, n=22) fueron las técnicas más mencionadas para cazar pumas en Patagones.



Figura 6. El entrevistado muestra un cráneo de puma y explica como lo cazó como consecuencia de un evento de predación de ovinos en su propiedad.



Figura 7. Trampas utilizadas por productores locales para cazar pumas en el área de estudio. A la izquierda una trampa-jaula con cebo vivo (gallo) y a la derecha un cebo, colocado cerca de un corral utilizado para el encierre nocturno de ovinos.

El haber sufrido pérdidas por parte del puma no se identificó como el único motivo para cazar a este felino. Sólo el 31,9% (n=47) de los productores que mataron pumas habían sufrido pérdidas de ganado por *P. concolor* en Patagones, mientras que, en Villarino, esta proporción fue del 77,8% (n=36).

3.4. Métodos de mitigación

En Villarino, el 57,1% de las propiedades con ovinos (n=35) encerraba sus ovejas por la noche y el 3,8% utilizaba animales de guarda (perros y/o burros; Figura 8). El 80% de las propiedades que practicaban el encierre nocturno de ovinos (n=20) sufrió

predación por parte del puma. Las propiedades que utilizaron corrales durante la noche reportaron una pérdida, en promedio (\pm DE), de $8,7\pm 11,3$ ovejas/propiedad (mediana=5 ovinos/propiedad, 1,64% del total de las cabezas, $n=5870$ ovejas), mientras que los que no adoptaron esta práctica perdieron $5,2\pm 13,2$ ovejas/propiedad (mediana=0 ovinos/propiedad, 3,01% del total, $n=1562$ ovejas). En Patagones, el 53% de las propiedades con ovinos ($n=33$) utilizaban corrales nocturnos para proteger el ganado y ninguno utilizaba animales de guardia. El 42,8% ($n=14$) de las propiedades que aplicaban el encierre durante la noche de los ovinos, sufrió ataques por parte del puma. En las propiedades que encerraron sus ovejas, se registró una pérdida de $10,5\pm 13,1$ ovejas/propiedad (mediana=6 ovinos), correspondiente a un 1,2% del total ($n=7880$ ovejas), mientras que los que no utilizaron esta práctica perdieron $22,9\pm 44,4$ ovejas/propiedad (mediana=8 ovinos, 6,5% del total, $n=4591$ ovejas).



Figura 8. Majada de ovejas acompañadas por dos burros como animales de guardia en un campo en el partido de Patagones donde se habían registrado precedentemente eventos de predación por parte del puma.

En Villarino, las formas más eficaces, en la opinión de los entrevistados ($n=14$), para resolver y/o reducir la pérdida del ganado por parte de los carnívoros fueron el control de las poblaciones de predadores (60%), seguido por cambios en el manejo/protección del ganado (26,6%) y las compensaciones económicas (13,3%). En Patagones, el control de las poblaciones de predadores también resultó la medida más eficaz según los entrevistados ($n=20$), seguido por los cambios en la gestión del ganado (26,6%) y las compensaciones económicas (6,6%).

3.5. Inspección directa de los sitios de predación

En el Área chica muestreada intensamente, se monitorearon 12 propiedades ganaderas, de las cuales cuatro eran propiedades mixtas y ocho poseían solamente ganado bovino.

El 41,7% de las propiedades sufrieron predación por el puma, sin embargo ésta proporción fue del 75% para las propiedades mixtas y del 16,7% para las propiedades que tenían sólo ganado bovino. El mismo tipo de variación se observó en el número de eventos de predación y de individuos muertos. Si se consideran los casos de predación, el 73,3% (n=11) de los eventos ocurrieron en ovinos (adultos y crías; Figura 9) y el 26,7% restante (n=4) en terneros (<12 meses de edad). Si se considera la totalidad de individuos predados (n=42), el 90,5% fueron ovejas y el 9,5% fueron terneros. Del total de los ovinos presentes, el puma predó el 3,9% y, en promedio, mató a 3,4 ovejas y a 1 ternero por evento de predación. Las tasas de predación, considerando ovinos y bovinos, fueron de 4,09 individuos por año por 100 km² (21 individuos/año y 0,08 individuos/km²) y, en el caso de considerar únicamente a los ovinos, de 3,7 ovejas por año por 100 km².



Figura 9. Cuatro diferentes eventos de predación de ovinos atribuidos a puma, tres en el partido de Patagones y uno (abajo a la derecha) en el partido de Villarino. Se observa como, en tres casos, el puma intentó cubrir sus presas con el material disponible.

La pérdida económica total causada por la predación del puma en el Área chica durante el período muestreado (24 meses) fue de 2466 USD. Para las tres propiedades que sufrieron predación de ovinos, la pérdida económica total fue de 1916 USD, equivalente a 319,3 USD por propiedad por año. Para las dos propiedades

donde se registraron predaciones de ganado bovino la pérdida económica total fue de 550 USD, equivalente a 137,5 USD por propiedad por año. Sin embargo, si se consideran las 12 propiedades incluidas en esta área, la pérdida media anual fue equivalente a 102,8 USD.

No se presentó una tendencia clara entre la intensidad de predación y la densidad de ovinos en el área (Figura 10). Sólo una de las propiedades utilizaba corrales para encerrar las ovejas en la noche, la propiedad "B" (Figura 10). Ésta poseía una majada de 300 ovejas y registró, durante el monitoreo, un sólo episodio de predación (Figura 10), que ocurrió durante una noche en la cual las ovejas no fueron encerradas. Para este análisis no fueron considerados dos eventos de predación que incluían únicamente corderos, ya que la estimación de la densidad de individuos fue realizada con los adultos.

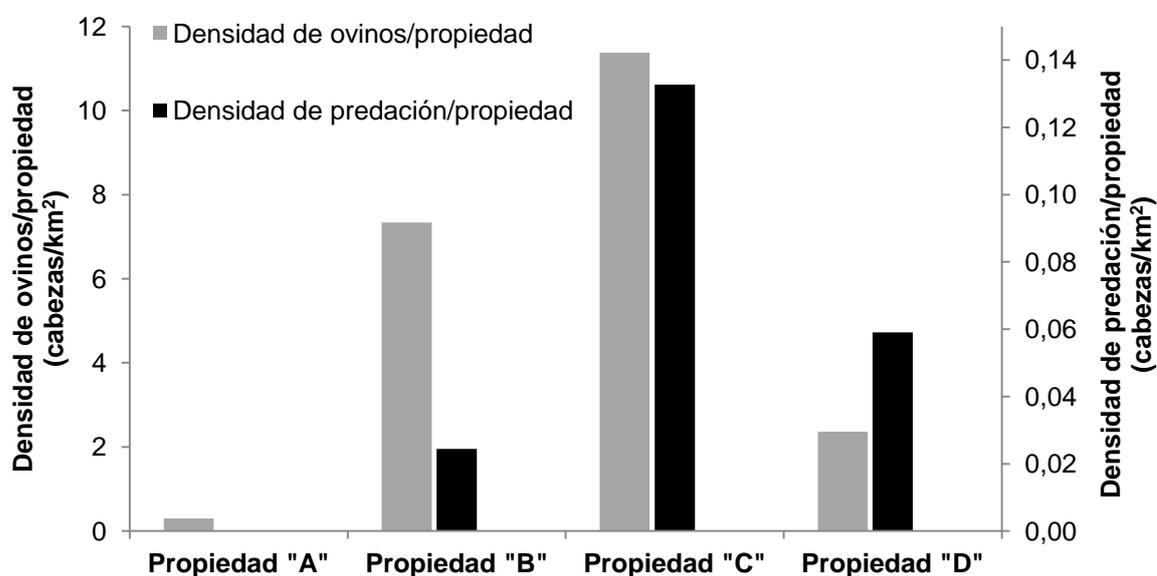


Figura 10. Densidad total de ovinos y densidad de ovinos predados por pumas en las cuatro propiedades con ovejas en el Área chica monitoreada en el partido de Patagones. La propiedad "B" fue la única que aplicó el encierre nocturno como medida de mitigación para reducir los ataques por parte del puma.

La totalidad de los eventos de predación (n=15) en el Área chica ocurrieron durante la noche (Figura 11).



Figura 11. Secuencia nocturna de fotos de cámara trampa de un puma alimentándose de un ovino predado la noche anterior en el partido de Villarino.

Las distancias entre los sitios de predación en el Área chica y los cascos más cercanos oscilaron entre 0,7 y 6,6 km, con un promedio de 2,8 km, y las mismas no presentaron diferencias significativas con aquellas de los puntos creados aleatoriamente (Test-T: $t=10,9$, g.d.l.=59, $p=0,6$). Dentro de este rango, el 86,7% de los episodios de predación ocurrieron a más de 1 km de los cascos.

El área total, considerando el área *buffer* aplicada, ocupada por los corrales donde se encontraban los ovinos fue 70,6 km². El monte fue el ambiente más abundante (45%), seguido por el pastizal (27%), el cultivo (16,9%) y los pastizales con arbustos (11,1%).

Las áreas asociadas a los eventos de predación de ovinos se caracterizaron principalmente por el cultivo (36,5%), seguido por el pastizal (25,9%) y los pastizales con arbustos (22,8%), mientras que el monte fue el ambiente menos representado en las zonas de predación (14,9%). Esto podría sugerir que los pumas utilizarían principalmente el cultivo y el pastizal, y evitarían el monte, para preñar a los ovinos (Figura 12).

La distancia media de los sitios de predación de ovinos al parche de monte más cercano fue de 0,64 km, con un rango de 0-1,8 km, y al parche de pastizales con arbustos más cercano fue de 0,14 km, con un rango de 0-0,37 km. La diferencia entre estas distancias y los puntos generados por azar no resultó significativa para ambos ambientes (Test-T: $t=0,86$, g.d.l.=10, $p=0,4$ para el monte, $t=0,84$, g.d.l.=12, $p=0,4$ para los pastizales con arbustos).

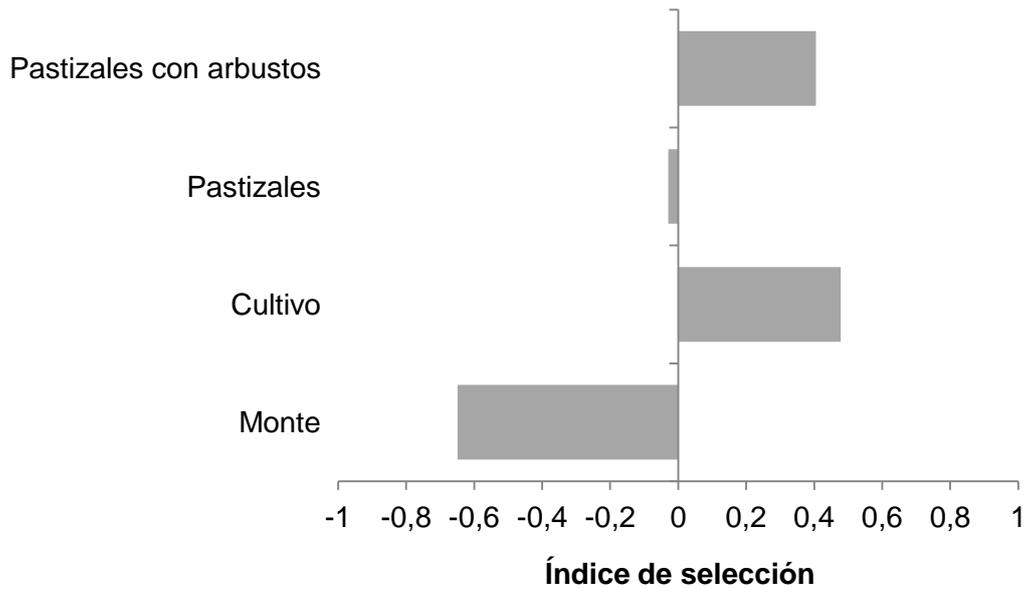


Figura 12. Selección de ambientes por parte del puma (índice de selección de Jacob) en los sitios de predación de ovinos en el Área chica monitoreada durante 24 meses en el partido de Patagones.

3.6. Tasas de mortalidad de puma

En Villarino se estimó, a través de las entrevistas a los productores, que se cazaron 1,5 pumas por año por 100 km² mientras que en Patagones esta tasa de mortalidad fue de 1,1 pumas por año por 100 km². En la Área chica se registró un total de 14 individuos cazados, que equivale a un promedio de 1,36 pumas por año por 100 km² (Figura 13).



Figura 13. Individuos de puma cazados por productores locales en los dos partidos de Patagones y Villarino como consecuencias de eventos de predación de ganado ovino.

4. Discusión y conclusiones

La predación del ganado puede provocar altos costos a los medios de subsistencia locales, especialmente en comunidades económicamente pobres (Sillero-Zubiri y Laurenson 2001, Thirgood et al. 2005, Dickman et al. 2013). El estudio de los conflictos carnívoro-ganado requiere datos confiables sobre las reales consecuencias de la predación. Este estudio es el primero que evaluó los aspectos socio-económicos y ecológicos de los conflictos puma-ganado a mediana escala, cuantificando, simultáneamente, la predación del ganado y la caza de pumas en un área caracterizada por un amplio rango de tamaños de propiedad, patrimonio ganadero y prácticas de manejo. Por lo tanto, la información reportada puede contribuir a aclarar las dinámicas de los conflictos puma-ganado en América Latina (Kissling et al. 2009, Walker y Novaro 2010, Anaya-Zamora et al. 2017).

Se evidenció que, en el Espinal argentino, los pumas son los protagonistas de un intenso conflicto con los productores ganaderos y que sufren una intensa persecución por parte de los mismos. Este felino causó pérdidas frecuentes y las mismas fueron percibidas por los productores como una amenaza hacia su patrimonio ganadero. Estos resultados concuerdan con la escasa información disponible sobre los conflictos entre el puma y la ganadería en Argentina. En un estudio realizado en la provincia de Santa Cruz, el 50% de los productores entrevistados (n=165) identificaron al puma como el principal responsable de la pérdida de ganado (Travaini et al. 2000). En otra investigación realizada en el sur de la Patagonia, se observó que el puma ocasionó, anualmente, la pérdida de un 3-9% del total de ovinos presentes en cuatro propiedades, en las cuales se cazaron 15 pumas cada año (Walker y Novaro 2010). También se registraron pérdidas en la Patagonia chilena, donde la predación de ganado por parte del puma resultó común (Franklin et al. 1999).

Aunque la predación por parte del felino fue generalizada en los partidos de Villarino y Patagones, afectando al 35,4-46,6% de las propiedades en los dos partidos, las proporciones de animales predados fueron mínimas para el ganado bovino (0,06-1%) y bajas para el ovino (3,3-10,4%). Además, incluso cuando se consideraron únicamente las propiedades afectadas por la predación, y si se asume que los eventos de predación no fueron exagerados por los productores (Fritts 1982, Gipson et al. 1998), las pérdidas económicas sufridas, en promedio, fueron de 2134 USD por propiedad por año y en 3/4 de los casos fueron menos de 1000 USD. Es probable que esta cantidad represente una proporción muy grande de los ingresos familiares en algunos países en desarrollo. Sin embargo, el Producto Interno Bruto (PIB) per cápita en Argentina, en el 2010, fue de 10332 USD (Banco Mundial, datos oficiales, 2016), y casi seguramente la mayoría de los productores afectados por la predación se

encontraban por encima del nivel promedio de ingreso para este país. Las pérdidas indirectas de ganado (por ejemplo, por aborto, por pérdida de peso o por enfermedades) no fueron mencionadas por los entrevistados y, las mismas, no se midieron en estos análisis, lo cual puede haber llevado a una subestimación del efecto de la predación del ganado por parte del puma. De todos modos, es importante considerar que en algunos casos, en particular los pequeños productores de ovinos del partido de Villarino, el costo de la predación fue mucho mayor al promedio y pudo afectar su economía en forma crítica. Esto se confirma con algunos casos donde el entrevistado, en particular pequeños productores que sufrieron múltiples eventos de predación, anunciaron el abandono de la producción ovina ya que la misma, a causa de la predación, no resultaba sustentable económicamente. Un patrón similar, donde se dio el abandono de la producción ovina por elevadas tasas de predación, fue observado en el estudio de Schulz et al. (2014) en el sur de Brasil. Las investigaciones sobre la percepción del riesgo indican que las personas generalmente prestan mayor atención a los eventos de máxima pérdida en lugar de considerar el promedio de pérdida (Lehmkuhler et al. 2007), y esta distribución desigual de los riesgos de predación entre los productores podría afectar su intolerancia hacia los predadores. Estos efectos negativos sobre la conservación de los carnívoros han sido observado en otras especies, como los lobos *Canis lupus* en EEUU e Italia (Naughton-Treves et al. 2003, Gazzola et al. 2007, Muhly y Musiani 2009).

Aunque la preferencia que se encontró en el puma por ovinos y caprinos, en relación a bovinos (ver también Soto-Schoender y Giuliano 2011, Zarco-González et al. 2013, Anaya-Zamora et al. 2017), es probablemente una de las principales razones de la desigual distribución de las pérdidas de ganado entre los productores, también se encontró una fuerte variación relacionada con los partidos. Además del hecho que la predación del puma fue mayor de lo esperado en Villarino, también se evidenció que tanto la frecuencia de los ataques como el impacto de la predación tendieron a ser mayores en Villarino que en Patagones. Más aún, la caza del puma, en Villarino, fue más intensa y parecería estar en relación con los niveles de predación. Una diferencia similar en las actitudes hacia el leopardo de las nieves *Panthera uncia*, entre dos sitios contiguos en el Himalaya, se atribuyó a la desigualdad del valor económico del ganado entre estas dos áreas (Bagchi y Mishra 2006). En el caso de Villarino, se sugiere que la razón más probable por la cual los productores fueron menos tolerantes es que experimentaron mayores niveles de predación que en Patagones.

Varios estudios han identificado variables ambientales, como la proporción de bosques en proximidad de las propiedades, la distancia a ambientes con mayor cobertura y la cercanía a fuentes de agua, como predictoras de los conflictos con los

carnívoros (Polisar et al. 2003, Michalski et al. 2006, Palmeira et al. 2008, Soto-Schoender y Giuliano 2011). Si bien la mayoría de los sitios de predación inspeccionados en este estudio se encontraban próximos a ambientes con una alta cobertura de vegetación y lejanos a los cascos, no se registró ningún efecto significativo de estas variables en la intensidad de la predación por el puma. Sin embargo, la frecuencia de los ataques de puma fue mayor de lo esperado en el ambiente de cultivo y pastizales con arbustos. Debido a que el pastizal con arbustos fue uno de los ambientes preferido por los pumas en esta misma área de estudio (Capítulo III de esta tesis, Caruso et al. 2015, 2016), este hallazgo concordaría con la hipótesis por la cual la distribución de los ambientes asociados al puma explicaría, en gran medida, el riesgo de predación, en este caso de ovinos (Torres et al. 1996, Kissling et al. 2009, Tortato et al. 2015). Como ha sido mencionado en el Capítulo III de esta tesis, el pastizal con arbustos puede representar un ambiente donde la “capturabilidad” de las presas por parte del puma es óptima como así su disponibilidad (Laundré y Hernández 2003, Laundré 2010). Estos resultados necesitan confirmación porque podrían reflejar la presencia de las ovejas en el momento del ataque más que una preferencia por parte del puma en su actividad de predación. Sin embargo, sugieren, desde un punto de vista metodológico, que considerar únicamente la frecuencia de ataques en determinados ambientes sin tener en cuenta los valores esperados sobre la base del uso de los mismos por el ganado puede conducir a conclusiones engañosas sobre el efecto de los ambientes en el riesgo de predación.

4.1. Mitigación de conflictos

Aun cuando los efectos del encierre nocturno sobre la predación del puma son contradictorios (Mazzolli et al. 2002, Schulz et al. 2014), los resultados obtenidos a través de las entrevistas semi-estructuradas y de las inspecciones a los sitios de predación indican que el encierre nocturno de ovinos podría reducir el grado de predación por parte del puma. Como se espera para una región donde existe una fuerte presión de caza (Soto-Schoender y Giuliano 2011, Ohrens et al. 2016), este felino se caracteriza por tener hábitos nocturnos en esta área de estudio (ver Capítulo IV) y, por ende, es probable que su predación se concentre durante la noche, momento en el cual los ovinos que se encuentren en espacios abiertos se volverían particularmente vulnerables a los ataques por parte del puma (Mazzolli et al. 2002, Zarco-González et al. 2012). La reducción de las pérdidas por predación que se encontró en las propiedades que aplicaban el encierre nocturno apoya las conclusiones de otros estudios realizados en América Latina (Polisar et al. 2003, Crawshaw 2004, Soto-Schoender y Giuliano 2011, Zarco-González et al. 2013), en los

cuales se concluyó que el uso de corrales durante la noche reduciría la predación del puma.

A pesar de esto, se encontró que pocos productores consideraron los cambios en la gestión o protección del ganado como una herramienta potencialmente efectiva para reducir las pérdidas por predación y que la mayoría de ellos afirmaron que el control letal de las poblaciones de carnívoros es la medida más adecuada. Cabe recordar que en la revisión global de los conflictos entre puma y la ganadería realizada en el Capítulo II, se identificó al control letal de predadores entre las técnicas más citadas en los trabajos revisados.

Aunque este aspecto no se analizó en este Capítulo, en acuerdo con Soto-Schoender y Giuliano (2011) y Quiroga et al. (2016), se considera que los productores no modificarían su manejo para evitar la predación de ganado y preferirían cazar a los predadores ya sea por la falta de conocimientos sobre técnicas de mitigación, por la falta de recursos económicos necesarios, o debido a su actitud negativa hacia los carnívoros y su conservación. Se ha observado que la caza de predadores tiende a aumentar cuando los mismos están presentes en propiedades privadas, como es el caso del área de estudio muestreada, y además, cuando las normas y creencias sociales apoyan la caza de carnívoros como una acción positiva (Treves y Naughton-Treves 1999, Marchini y Macdonald 2012, Treves y Bruskotter 2014). Cabe mencionar que, en el área de estudio, los productores mencionaron con frecuencia el abandono o la reducción de la gente viviendo en los campos como una de las principales causas de la intensificación de los conflictos con los carnívoros (Anaya-Zamora et al. 2017). Bajo este contexto, una implementación más difundida y eficiente de prácticas de manejo que requieran un mayor esfuerzo humano podría llegar a ser complicada porque implicaría grandes inversiones económicas y de presencia humana (Rey Benayas et al. 2007).

A través de los resultados, se evidenció que los niveles de caza preventiva de pumas en el área de estudio parecieron ser desbalanceados en relación a las pérdidas causadas por la predación. Como ha sido enunciado anteriormente, la caza de pumas es ilegal en la provincia de Buenos Aires. Por otra parte, en la provincia vecina de Río Negro, 203.013 km², y en otras dos provincias patagónicas (Chubut, 224.686 km² y Santa Cruz, 243.943 km²), desde 1995, existe un sistema de compensación económica por cada puma cazado. Esta recompensa es de valor considerable para los estándares económicos argentinos, especialmente para los trabajadores del campo que posean salarios bajos, y en esas provincias se registraron hasta 2000 pumas recompensados por año (Walker y Novaro 2010). A pesar de este número extremadamente alto, las quejas sobre los eventos de predación por parte de este

felino continúan y los ataques de puma aún se consideran una causa importante de pérdidas de ganado en la Patagonia (Llanos et al. 2014). Aunque las estimaciones de mortalidad son crudas y deben ser tratadas con precaución, éstas indican que la cantidad de pumas cazados por los productores ganaderos en el área de estudio (1,1-1,56 individuos/100 km²) fue mayor a la de pumas legalmente cazados bajo el sistema de recompensas aplicado en las provincias patagónicas (0,3 individuos/100 km²; Walker y Novaro 2010). En el Capítulo II se mencionó que el control letal de predadores resulta ser un método que no produce una reducción de las predaciones por parte de las especies problemáticas, lo que implicaría tener precaución por parte de los actores responsables a la hora de considerarlo como técnica para la minimización de los ataques de los predadores.

Por todo esto es difícil imaginar que una población de puma pueda sostener tasas de mortalidad tan altas a largo plazo en esta región del Espinal argentino. La ausencia de ambientes adecuados para esta especie en la mayoría de este territorio (Caruso et al. 2015) y la rareza del puma en comparación con otras especies de carnívoros (Caruso et al. 2016) apoyan esta conclusión y sugieren la necesidad de un cuidadoso monitoreo de las poblaciones de este predador tope y sus funciones ecológicas en el Espinal.

5. Bibliografía

- Amador-Alcalá, S., Naranjo, E. J., y Jiménez-Ferrer, G. (2013). Wildlife predation on livestock and poultry: implications for predator conservation in the rainforest of south-east Mexico. *Oryx*, 47(2), 243-250.
- Amit, R., Gordillo-Chávez, E. J., y Bone, R. (2013). Jaguar and puma attacks on livestock in Costa Rica. *Human–Wildlife Interactions*, 7(1), 8.
- Anaya-Zamora, V., López-González, C. A., y Pineda-López, R. F. (2017). Factores asociados al conflicto humano-carnívoro en un Área Natural Protegida en el centro de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 4(11).
- Anderson Jr., C. R., y Lindzey, F. G. (2003). Estimating cougar predation rates from GPS location clusters. *Journal of Wildlife Management*, 67(2), 307-316.
- Babgir, S., Farhadinia, M. S., y Moqanaki, E. M. (2017). Socio-economic consequences of cattle predation by the endangered Persian leopard *Panthera pardus saxicolor* in a Caucasian conflict hotspot, northern Iran. *Oryx*, 51(1), 124-130.
- Bagchi, S., y Mishra, C. (2006). Living with large carnivores: predation on livestock by the snow leopard (*Uncia uncia*). *Journal of Zoology*, 268(3), 217-224.
- Baker, P. J., Boitani, L., Harris, S., Saunders, G., y White, P. C. (2008). Terrestrial carnivores and human food production: impact and management. *Mammal Review*, 38(2-3), 123-166.
- Banco Mundial, datos oficiales. (2016). Gross Domestic Product (GDP) in Argentina. <http://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.PCAP.CD?locations=AR> (consultada en diciembre 2016).

- Boulhosa, R. L. P., y de Azevedo, F. C. C. (2014). Perceptions of ranchers towards livestock predation by large felids in the Brazilian Pantanal. *Wildlife Research*, 41(4), 356-365.
- Bryman, A. (Ed.) (2001). *Social research methods* (747 pp.). Oxford University Press, Oxford, Reino Unido.
- Caruso, N., Guerisoli, M., Luengos Vidal, E. M., Castillo, D., Casanave, E. B., y Lucherini, M. (2015). Modelling the ecological niche of an endangered population of *Puma concolor*: first application of the GNESFA method to an elusive carnivore. *Ecological Modelling*, 297, 11-19.
- Caruso, N., Lucherini, M., Fortin, D., y Casanave, E. B. (2016). Species-specific responses of carnivores to human-induced landscape changes in Central Argentina. *PloS One*, 11(3), e0150488.
- Crawshaw, P. G. (2004). Depredation of domestic animals by large cats in Brazil. *Human Dimensions of Wildlife*, 9(4), 329-330.
- Crooks, K. R., y Soulé, M. E. (1999). Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 400(6744), 563.
- Dar, N. I., Minhas, R. A., Zaman, Q., y Linkie, M. (2009). Predicting the patterns, perceptions and causes of human–carnivore conflict in and around Machiara National Park, Pakistan. *Biological Conservation*, 142(10), 2076-2082.
- de Azevedo, F. C. C., y Murray, D. L. (2007). Evaluation of potential factors predisposing livestock to predation by jaguars. *Journal of Wildlife Management*, 71(7), 2379-2386.
- Dickman, A., Marchini, S., y Manfredo, M. (2013). The human dimension in addressing conflict with large carnivores (pp. 110-126). En: *Key Topics in Conservation Biology 2* (528 pp). Eds. Macdonald, D. W., y Willis, K. J. Wiley-Blackwell, Oxford, Reino Unido.
- Donadio, E., Novaro, A. J., Buskirk, S. W., Wurstten, A., Vitali, M. S., y Monteverde, M. J. (2010). Evaluating a potentially strong trophic interaction: pumas and wild camelids in protected areas of Argentina. *Journal of Zoology*, 280(1), 33-40.
- ESRI. (2012). *ArcGIS Desktop: release 10.1*. Environmental systems research institute. Redlands, California, EEUU.
- Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., Power, M. E., Berger, J., Bond, W. J., Carpenter, S. R., Essington, T. E., Holt, R. D., Jackson, J. B. C., Oksanen, L., Oksanen, T., Paine, R. T., Pickett, E. K., Ripple, W. J., Sandin, S. A., Scheffer, M., Schoener, T. W., Shurin, J. B., Sinclair, A. R. E., Soulé, M. E., Virtanen, R., y Wardle, D. A. (2011). Trophic downgrading of planet Earth. *Science*, 333(6040), 301-306.
- Foster, R. J., Harmsen, B. J., y Doncaster, C. P. (2010). Habitat use by sympatric jaguars and pumas across a gradient of human disturbance in Belize. *Biotropica*, 42(6), 724-731.
- Franklin, W. L., Johnson, W. E., Sarno, R. J., y Iriarte, J. A. (1999). Ecology of the Patagonia puma *Felis concolor patagonica* in southern Chile. *Biological Conservation*, 90(1), 33-40.
- Fritts, S. H. (1982). Report: wolf depredation on livestock in Minnesota (11 pp.). *US Fish and Wildlife Service*, 145. Washington, D.C., EEUU.
- Gazzola, A., Avanzinelli, E., Bertelli, I., Tolosano, A., Bertotto, P., Musso, R., y Apollonio, M. (2007). The role of the wolf in shaping a multi-species ungulate community in the Italian western Alps. *Italian Journal of Zoology*, 74(3), 297-307.

- Gipson, P. S., Ballard, W. B., y Nowak, R. M. (1998). Famous North American wolves and the credibility of early wildlife literature. *Wildlife Society Bulletin*, 26(4), 808-816.
- Hoogesteijn, R., y Hoogesteijn, A. (2014). Anti-predation strategies for cattle ranches in Latin America: a guide (64 pp.). Panthera. Eckograf Soluções Impressas Ltda., Campo Grande, MS, Brasil.
- Jacobs, J. (1974). Quantitative measurement of food selection. *Oecologia*, 14(4), 413-417.
- Kissling, D. W., Fernández, N., y Paruelo, J. M. (2009). Spatial risk assessment of livestock exposure to pumas in Patagonia, Argentina. *Ecography*, 32(5), 807-817.
- Laundré, J. W., y Hernández, L. (2003). Winter hunting habitat of pumas *Puma concolor* in northwestern Utah and southern Idaho, USA. *Wildlife Biology*, 9(2), 123-129.
- Laundré, J. W. (2010). Behavioral response races, predator–prey shell games, ecology of fear, and patch use of pumas and their ungulate prey. *Ecology*, 91(10), 2995-3007.
- Lehmkuhler, J., Palmquist, G., Ruid, D., Willging, B., y Wydeven, A. (2007). Effects of wolves and other predators on farms in Wisconsin: beyond verified losses. *Pub-ER-658*, 1-15.
- Llanos, R., Travaini, A., Montanelli, S., y Crespo, E. (2014). Estructura de edades de pumas (*Puma concolor*) cazados bajo el sistema de remoción por recompensas en Patagonia. ¿Selectividad u oportunismo en la captura? *Ecología Austral*, 24(3), 311-319.
- Llanos, R., Llanos, M. B., y Travaini, A. (2016). ¿Qué ves cuando me ves? El puma (*Puma concolor*) y su representación en los medios de prensa escrita de patagonia argentina. *Interciencia*, 41(1), 16-22.
- MacMillan, D. C., y Phillip, S. (2010). Can economic incentives resolve conservation conflict: the case of wild deer management and habitat conservation in the Scottish highlands. *Human Ecology*, 38(4), 485-493.
- Marchini, S., y Macdonald, D. W. (2012). Predicting ranchers' intention to kill jaguars: case studies in Amazonia and Pantanal. *Biological Conservation*, 147(1), 213-221.
- Marker, L. L., y Boast, L. K. (2015). Human–wildlife conflict 10 years later: lessons learned and their application to cheetah conservation. *Human Dimensions of Wildlife*, 20(4), 302-309.
- Marshall, K., White, R., y Fischer, A. (2007). Conflicts between humans over wildlife management: on the diversity of stakeholder attitudes and implications for conflict management. *Biodiversity and Conservation*, 16(11), 3129-3146.
- Mazzolli, M., Graipel, M. E., y Dunstone, N. (2002). Mountain lion depredation in southern Brazil. *Biological Conservation*, 105(1), 43-51.
- Michalski, F., Boulhosa, R. L. P., Faria, A., y Peres, C. A. (2006). Human–wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: determinants of large felid depredation on livestock. *Animal Conservation*, 9(2), 179-188.
- Minnie, L., Boshoff, A. F., y Kerley, G. I. (2015). Vegetation type influences livestock predation by leopards: implications for conservation in agro-ecosystems. *South African Journal of Wildlife Research*, 45(2), 204-214.

- Mishra, C. (1997). Livestock depredation by large carnivores in the Indian trans-Himalaya: conflict perceptions and conservation prospects. *Environmental Conservation*, 24(4), 338-343.
- Muhly, T. B., y Musiani, M. (2009). Livestock depredation by wolves and the ranching economy in the Northwestern US. *Ecological Economics*, 68(8), 2439-2450.
- Naughton-Treves, L., Grossberg, R., y Treves, A. N. D. A. (2003). Paying for tolerance: the impact of livestock depredation and compensation payments on rural citizens' attitudes toward wolves. *Conservation Biology*, 17(6), 1500-11.
- Newing, H. (2011). Conducting research in conservation. Social science methods and practice (400 pp.). (Contribution) Eagle, C. M., Puri, R. K., y Watson, C. W. Taylor & Francis, New York, EEUU.
- Ohrens, O., Treves, A., y Bonacic, C. (2016). Relationship between rural depopulation and puma-human conflict in the high Andes of Chile. *Environmental Conservation*, 43(1), 24-33.
- Palmeira, F. B., Crawshaw, P. G., Haddad, C. M., Ferraz, K. M. P., y Verdade, L. M. (2008). Cattle depredation by puma (*Puma concolor*) and jaguar (*Panthera onca*) in central-western Brazil. *Biological conservation*, 141(1), 118-125.
- Pearson, K. (1900). X. On the criterion that a given system of deviations from the probable in the case of a correlated system of variables is such that it can be reasonably supposed to have arisen from random sampling. *The London, Edinburgh, y Dublin Philosophical Magazine & Journal of Science*, 50(302), 157-175.
- Pia, M. V. (2013). Evaluación del conflicto entre los carnívoros tope y productores ganaderos colindantes al Parque Nacional Quebrada del Condorito, Sierras Grandes de Córdoba, Argentina. *Nótulas Faunísticas (segunda serie)*, 117, 1-10.
- Polisar, J., Maxit, I., Scognamillo, D., Farrell, L., Sunquist, M. E., y Eisenberg, J. F. (2003). Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation*, 109(2), 297-310.
- Quiroga, V. A., Noss, A. J., Paviolo, A., Boaglio, G. I., y Di Bitetti, M. S. (2016). Puma density, habitat use and conflict with humans in the Argentine Chaco. *Journal for Nature Conservation*, 31, 9-15.
- R Core Team. (2017). R: a language & environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rey Benayas, J. M., Martins, A., Nicolau, J. M., y Schulz, J. (2007). Abandonment of agricultural land: an overview of drivers & consequences. *CABReviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science & Natural Resources* 2(57), 1-14.
- Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M. P., Schmitz, O. J., Smith, D. W., Wallach, A. D., y Wirsing, A. J. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343(6167), 1241484.
- Rosas-Rosas, O. C., Bender, L. C., y Valdez, R. (2008). Jaguar and puma predation on cattle calves in northeastern Sonora, Mexico. *Rangeland Ecology & Management*, 61(5), 554-560.
- Schulz, F., Printes, R. C., y Oliveira, L. R. (2014). Depredation of domestic herds by pumas based on farmer's information in Southern Brazil. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 10(1), 73.

- Sekhar, N. U. (1998). Crop and livestock depredation caused by wild animals in protected areas: the case of Sariska Tiger Reserve, Rajasthan, India. *Environmental Conservation*, 25(2), 160-171.
- Sillero-Zubiri, C., y Laurenson, M. K. (2001). Interactions between carnivores & local communities: conflict or co-existence? (pp. 282-312). En: *Carnivore conservation* (675 pp.). Eds. Gittleman, J. L., Funk, S. M., Macdonald, D. W., y Wayne, R. K. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Soto-Shoender, J. R., y Giuliano, W. M. (2011). Predation on livestock by large carnivores in the tropical lowlands of Guatemala. *Oryx*, 45(4), 561-568.
- Thirgood, S., Woodroffe, R., y Rabinowitz, A. (2005). The impact of human–wildlife conflict on human lives & livelihoods (pp 13-26). En: *People & wildlife: conflict or coexistence?* (506 pp.). Eds. Woodroffe, R., Thirgood, S., y Rabinowitz, A. University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Torres, S. G., Mansfield, T. M., Foley, J. E., Lupo, T., y Brinkhaus, A. (1996). Mountain lion and human activity in California: testing speculations. *Wildlife Society Bulletin*, 24(3), 451-460.
- Tortato, F. R., Layme, V. M. G., Crawshaw, P. G., y Izzo, T. J. (2015). The impact of herd composition and foraging area on livestock predation by big cats in the Pantanal of Brazil. *Animal Conservation*, 18(6), 539-547.
- Travaini, A., Zapata, S. C., Martínez-Peck, R., y Delibes, M. (2000). Percepción y actitud humanas hacia la predación de ganado ovino por el zorro colorado (*Pseudalopex culpaeus*) en Santa Cruz, Patagonia Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 7(2), 117-129.
- Treves, A., y Naughton-Treves, L. (1999). Risk and opportunity for humans coexisting with large carnivores. *Journal of Human Evolution*, 36(3), 275-282.
- Treves, A., y Karanth, K. U. (2003). Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conservation Biology*, 17(6), 1491-1499.
- Treves, A., y Bruskotter, J. (2014). Tolerance for predatory wildlife. *Science*, 344(6183), 476-477.
- Walker, S., y Novaro, A. (2010). The world's southernmost pumas in Patagonia and the Southern Andes (pp. 91-103). En: *Cougar: ecology and conservation* (305 pp.). Eds. Hornocker, M. G., y Negri, S. University of Chicago, Chicago, EEUU.
- Woodroffe, R. (2000). Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation Forum* 3(2), 165-173.
- Zarco-González, M. M., Monroy-Vilchis, O., Rodríguez-Soto, C., y Urios, V. (2012). Spatial factors and management associated with livestock predations by *Puma concolor* in Central Mexico. *Human Ecology*, 40(4), 631-638.
- Zarco-González, M. M., Monroy-Vilchis, O., y Alaníz, J. (2013). Spatial model of livestock predation by jaguar and puma in Mexico: conservation planning. *Biological Conservation*, 159, 80-87.
- Zimmermann, A., Walpole, M. J., y Leader-Williams, N. (2005). Cattle ranchers' attitudes to conflicts with jaguar *Panthera onca* in the Pantanal of Brazil. *Oryx*, 39(4), 406-412.



Capítulo VI: Discusión general y conclusiones

El puma *Puma concolor* es el carnívoro con mayor distribución en el continente americano. En variados ecosistemas de las Américas es el predator tope y tiene una función reguladora de las poblaciones de presas y de mesocarnívoros (Ripple et al. 2014). Como es en el caso de los lobos *Canis lupus* (Theuerkauf 2009), el hombre representa, a lo largo de la distribución de este felino, tanto su principal predator como la principal amenaza a la conservación de sus poblaciones. En otras palabras, los seres humanos limitan las poblaciones de puma en dos formas: la caza y la modificación del hábitat. En el sur del Espinal argentino estas dos fuentes de presión antrópica actúan simultáneamente. Esta región se caracteriza principalmente por sus actividades agro-pecuarias, las cuales dictan la dinámica económica y social de la región, afectando el funcionamiento natural de los ecosistemas. El pastoreo de especies domésticas, que suele reducir la disponibilidad de alimento para especies de ungulados silvestres, la caza no controlada de la fauna silvestre, en particular de los mamíferos, y el desmonte, que se utiliza para ampliar la superficie dedicada a actividades agro-ganaderas, crean un escenario complejo para las especies de animales que la habitan. Van Dyke et al. (1986) concluyen que en Utah, EEUU, existen dos contextos en los cuales el impacto humano puede afectar al puma en áreas altamente modificadas por el hombre. El primero es el de áreas que poseen una permanente o repetida alteración de los hábitats naturales, los cuales presentarían una reducida calidad para las poblaciones de pumas, aun cuando la presencia o actividad humana sea temporal; el segundo escenario posible es de áreas donde la presencia humana constante y concentrada las vuelve no adecuadas para las poblaciones de *P. concolor*. El Espinal argentino podría compararse con el primer escenario, y es bajo este tipo de contexto que ocurre la predación de ganado por parte de este felino. A su vez, los ataques al ganado, tanto a nivel regional como a lo largo de la distribución del puma, tienen consecuencias negativas sobre la percepción y tolerancia de las poblaciones humanas que conviven con este felino, las cuales reducen ulteriormente la calidad del hábitat para las poblaciones de puma. La revisión global de los conflictos humano-puma realizada en esta tesis (Capítulo II) ha confirmado que la predación de ganado por el puma se presenta en buena parte del continente, incluyendo Chile (Yáñez et al. 1986), Venezuela (Hoogesteijn y Hoogesteijn 2014), Argentina (Walker y Novaro 2010), Estados Unidos de América (Peebles et al. 2013), Brasil (Mazzolli et al. 2002, Conforti y de Azevedo 2003) y México (Rosas-Rosas et al. 2008, Zarco-González et al. 2012) y que la caza de pumas es la respuesta más común en América Latina (Palmeira et al. 2008, Walker y Novaro 2010, Amador-Alcalá et al. 2013, Zarco-González et al. 2013). No obstante, no se encontraron evidencias de que el esfuerzo de investigación sobre los conflictos puma-ganadería haya tenido un incremento

significativo (Capítulo II) y siguen siendo escasos los estudios que integren los componentes humanos del conflicto con aquellos ecológicos.

La conservación a largo plazo de los grandes carnívoros sólo puede lograrse si las estrategias que se desarrollan y aplican superan los costos locales sufridos por las comunidades locales (Dickman et al. 2013) y logran una reducción en la predación que mejoraría las percepciones negativas hacia los grandes felinos (Dar et al. 2009, Boulhosa y de Azevedo 2014). Por esto, la diagramación de planes de manejo y mitigación del conflicto con los humanos, exige antes que todo la recolección de información sólida y confiable sobre los efectos y las causas de la predación (Rosas-Rosas et al. 2008, Soto-Schoender y Giuliano 2011). Los resultados recolectados en este trabajo se proponen justamente brindar información sobre los factores que pueden afectar el desarrollo de los conflictos y sus consecuencias, tanto sobre las poblaciones locales del puma como sobre las comunidades humanas que interactúan con éstas, y de esta forma identificar herramientas de mitigación. En el área muestreada en esta tesis, la actividad del puma se concentró en las horas de oscuridad (Capítulo IV) y en los parches de monte cerrado y semi-abierto, como los pastizales con arbustos, y la frecuencia de eventos de predación sobre ganado fue mayor de lo esperado en el ambiente de cultivo y pastizales con arbustos y durante la noche (Capítulo V). En forma coherente con estos resultados, la mayor intensidad de uso de hábitat del puma estuvo relacionada a ambientes de monte (cerrado y semi-abierto) y de pastizales con arbustos, sitios con elevada riqueza de especies presas silvestres, con diversidad ambiental y con baja intensidad humana (Capítulo III). Estos resultados, además, son similares a los encontrados por estudios realizados en otros países (Riley y Malecki 2001, Silveira 2004, Dickson et al. 2005), y en particular por el trabajo de Caruso et al. (2015), el cual identifica, mediante un muestreo a nivel de paisaje, en los partidos de Villarino y Patagones, los ambientes semi-abiertos y la lejanía a las rutas y a los cultivos como los principales factores que influyen en la presencia de hábitat adecuados para *P. concolor*. Así como para el sur del Espinal argentino, la proximidad a parches de bosques o arbustos también resultó ser un factor que determina la presencia del conflicto puma-ganadería a lo largo del continente americano (Capítulo II). Sobre la base de estos resultados, se concluye que para reducir las pérdidas debidas a la predación, los productores podrían mantener alejado su ganado de los ambientes con media/abundante cobertura de vegetación, sobre todo durante la noche, o, en el caso de propiedades muy próximas o inmersas en zonas con elevada cobertura de vegetación, adoptar técnicas de protección de su majada, en particular el encierro nocturno, que parece ser una técnica eficaz (Capítulo V).

Así como para las variables ambientales, también la presencia y disponibilidad de presas silvestres de *P. concolor* pueden contribuir a minimizar el conflicto. Además de que se ha demostrado que, en general, la predación de ganado por los grandes felinos incrementa con la reducción de la disponibilidad de presas silvestres (Khorozyan et al. 2015), en el caso del puma se ha propuesto que las presas silvestres puedan servir como “amortiguador” para la predación de ganado (Hiller et al. 2015, Acosta-Jamett et al. 2016) y que su abundancia tenga un efecto directo sobre las poblaciones de este felino (Ruth y Murphy 2010). Entonces, de acuerdo con lo que sugieren los resultados de la revisión de los conflictos puma-ganadería a escala global (Capítulo II), un escenario donde las poblaciones de presas silvestres del puma sean escasas y se presenten elevadas densidades de ganado, podría convertirse en un marco potencial de conflicto con los humanos. El efecto positivo de la riqueza de presas silvestres sobre la intensidad de uso de hábitat que se encontró en el sur del Espinal (Capítulo III) apoyaría el importante rol de éstas en las dinámicas de las interacciones entre puma y humanos, y la conclusión que la implementación de un manejo del territorio que favorezca una mayor abundancia/riqueza de presas silvestres podría contribuir a reducir la predación de ganado por pumas. Asimismo, se postula que la relación negativa entre el número de grandes carnívoros que conviven en un área y la presencia de conflictos a lo largo del continente (Capítulo II) también se debería a que en las regiones donde hay un gremio de carnívoro más numeroso deberían tener además una comunidad de presas silvestres más saludable, que limitaría la necesidad del puma de preñar especies domésticas. Como ha sido mencionado, las áreas ganaderas presentan una alteración de sus hábitats naturales, comunidades de herbívoros afectadas por la presencia de competidores domésticos y disturbio antrópico. Por lo tanto, el puma se verá en una mayor necesidad de alimentarse de presas domésticas, que resultarían ser más “fáciles” de cazar y más accesibles que las presas silvestres. Esta conclusión estaría de acuerdo con la “teoría del forrajeo óptimo” (*optimal foraging theory*), por la cual un individuo obtiene el mayor beneficio (energía) al menor costo durante la búsqueda de alimento, con el fin de maximizar su *fitness* (Pyke et al. 1977). Sin embargo, uno de los aspectos sobre los cuales se identifica la necesidad más urgente de profundizar con mayores informaciones es justamente el efecto de la disponibilidad de presas silvestres en las tasas de predación de ganado del puma (Mazzolli et al. 2002, Polisar et al. 2003, Kissling et al. 2009).

Aun cuando la revisión de los conflictos en el continente americano encontró que la presencia del conflicto fue influenciada por la densidad de ganado bovino, también se demostró que el puma prefiere el ganado ovino tanto a nivel local (Capítulo V) como global (Capítulo II). Además, en el área de estudio las pérdidas económicas más

significativas causadas por este felino afectaron principalmente un grupo relativamente pequeño de productores de ovinos. Esto indicaría que, en el sur del Espinal, los problemas de coexistencia entre los humanos y el puma y su resolución estarían concentrados alrededor de los productores ovinos. Sin embargo, dado que las propiedades difieren en gran medida en sus características (superficie, manejo del ganado, nivel de alteración de los ambientes naturales, etc.) es poco probable que un único método de mitigación funcione en forma eficaz en todo tipo de contexto. Entonces, junto a la protección activa de las ovejas a través de un esquema adaptativo basado en el encierro nocturno, pastoreo y separación espacial entre ovinos y predadores, se pueden integrar otras herramientas de mitigación complementarias o alternativas, entre las cuales podría estar la creación de esquemas de seguros comunitarios anti-predación (Mishra 1997) o incentivos para la ganadería bovina o de especies nativas (como el guanaco, que es el herbívoro de mayor tamaño del Espinal actual) en zonas con fuertes riesgos de predación. Finalmente, es necesario considerar el contexto particular de cada área y variables que pueden ser de gran importancia a nivel local, a través de estudios específicos y de la participación de todos los actores involucrados en los conflictos en el proceso de planificación del manejo de esta problemática. En la región de Villarino y Patagones, por ejemplo, es a través de talleres con los productores locales que se encontró que la presencia de un proceso de abandono de las zonas rurales representa una limitación potencial importante en la implementación de las medidas que se basen en un manejo más intensivo del ganado (Caruso et al. 2017). Más en general, a pesar de que el control de las poblaciones de predadores es la medida de limitación de los daños más frecuentemente adoptada por los ganaderos, tanto en el área de estudio de esta tesis (Capítulo V), como a escala global (Capítulo II), la escasa evidencia disponible sugiere que la aplicación de medidas no-letales alternativas puede obtener resultados satisfactorios. El éxito parece ser favorecido por el acompañamiento por parte del gobierno y organizaciones de conservación (Soto-Shoender y Giuliano 2011).

La elevada frecuencia de los ataques de puma en los partidos de Villarino y Patagones (Capítulo V) es una clara indicación de la necesidad de dar una respuesta a los productores locales. Sin embargo, la cuantificación de las pérdidas económicas causadas por este felino y la débil asociación que se encontró entre la intensidad de caza del puma y las pérdidas de ganado causadas por esta especie en la región de estudio sugieren que el conflicto va más allá del plano económico y posee raíces culturales. Además, si se combinan los resultados de esta área de estudio sobre la preferencia de ambientes por parte del puma (Capítulo III) con la escasez de hábitat apto para sus poblaciones (Caruso et al. 2015) y la elevadas tasas de mortalidad de

este felino causadas por la caza (Capítulo V), se obtiene una pantalla en la cual, probablemente, precarias dinámicas fuente-sumidero (Delibes et al. 2001, Andreasen et al. 2012) son las que permiten la persistencia del puma en la mayoría de esta región. En este contexto es posible que ulteriores desmontes, que destruyen un ambiente fundamental para el puma, puedan romper el delicado equilibrio en el cual se encuentran sus poblaciones y llevarlo a su extinción local. Aun cuando no se llegue a este extremo, la extinción ecológica (Estes et al. 1989) del predador tope puede tener consecuencias fuertemente negativas, en particular a través de la liberación de los meso-predadores (*meso-predator release*; Crooks y Soulé 1999) y en particular del zorro pampeano (*Lycalopex gymnocercus*), un carnívoro ecológicamente más flexible (Lucherini y Luengos Vidal 2008), que muestra una mayor adaptabilidad a las condiciones actuales del sur del Espinal (Caruso et al. 2016) y cuya predación sobre el ganado ovino parece casi tan importante como la del puma (Caruso et al. 2017). Por esta razón se propone que la mitigación de los conflictos en el sur del Espinal no pasa sólo por la reducción del daño real sino también por un incremento en la tolerancia por parte de los productores, como sugieren también otros estudios sobre los conflictos entre carnívoros y humanos (Jackson y Wangchuck 2004, Zimmermann et al. 2005, Gusset et al. 2009). Así, de acuerdo con Conforti y de Azevedo (2003), Carvalho y Pezzuti (2010), y Engel et al. (2017), se concluye que la implementación de programas de concientización y educación dirigidos a la población local, con el objetivo de aumentar el conocimiento sobre los carnívoros y su papel en los ecosistemas, es importante para favorecer un desarrollo rural sustentable que permita la co-existencia a largo plazo entre los pumas y las actividades ganaderas en esta región. Por último, se evidencia que los conflictos entre este felino y la ganadería se ven enfatizados por la falta de respuesta de entidades públicas, las cuales no ofrecen ni compensaciones, ni asesoría o programas de mitigación a los productores ganaderos en el área de estudio (Caruso et al. 2017).

La co-existencia del puma con las actividades ganaderas en una determinada área dependerá de las variables que afecten su presencia y de aquellos factores que determinen el impacto antrópico y la producción de ganado, pero sin olvidar que todo tipo de conflicto entre fauna silvestre y humanos es, en última instancia, un problemática entre actores con diferentes intereses (Redpath et al. 2013, Greggor et al. 2016). En el Espinal del sur de la provincia de Buenos Aires esta convivencia tiene que basarse en acuerdos que involucren productores, investigadores y entes públicos y/o privados y que logren el objetivo común de mitigar tanto los impactos de los humanos sobre las poblaciones de puma como aquellos de este felino sobre los recursos ganaderos de esta región (Figura 1). A su vez estos acuerdos, deberían

sustentarse en políticas de desarrollo sostenibles a largo plazo, que tengan en cuenta el valor agregado de los servicios ecosistémicos (Nelson 2009, Ripple et al. 2014) que pueden brindar los carnívoros y los componentes de los ecosistemas que se asocian con ellos (Figura 1).



Figura 1. Esquema ilustrativo de los factores que influyen en la situación del puma en el sur del Espinal. El círculo naranja resume los factores que afectan la presencia del puma en el área de estudio y el círculo verde aquellos que están directamente involucrados en la producción ganadera regional.

1. Bibliografía

- Acosta-Jamett, G., Gutiérrez, J. R., Kelt, D. A., Meserve, P. L., y Previtali, M. A. (2016). El Niño Southern Oscillation drives conflict between wild carnivores and livestock farmers in a semiarid area in Chile. *Journal of Arid Environments*, 126, 76-80.
- Amador-Alcalá, S., Naranjo, E. J., y Jiménez-Ferrer, G. (2013). Wildlife predation on livestock and poultry: implications for predator conservation in the rainforest of south-east Mexico. *Oryx*, 47(2), 243-250.
- Andreasen, A. M., Stewart, K. M., Longland, W. S., Beckmann, J. P., y Forister, M. L. (2012). Identification of source-sink dynamics in mountain lions of the Great Basin. *Molecular Ecology*, 21(23), 5689-5701.
- Boulhosa, R. L. P., y de Azevedo, F. C. C. (2014). Perceptions of ranchers towards livestock predation by large felids in the Brazilian Pantanal. *Wildlife Research*, 41(4), 356-365.
- Caruso, N., Guerisoli, M., Luengos Vidal, E. M., Castillo, D., Casanave, E. B., y Lucherini, M. (2015). Modelling the ecological niche of an endangered population of *Puma concolor*: first application of the GNESFA method to an elusive carnivore. *Ecological Modelling*, 297, 11-19.
- Caruso, N., Lucherini, M., Fortin, D., y Casanave, E. B. (2016). Species-specific responses of carnivores to human-induced landscape changes in Central Argentina. *PloS One*, 11(3), e0150488.
- Caruso, N., Luengos Vidal, E. M., Lucherini, M., Guerisoli, M., Martinez, S., y Casanave, E. B. (2017). Carnívoros en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires:

- ecología y conflictos con los ganaderos. *RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 43(2), 165-174.
- Carvalho, E. A., y Pezzuti, J. C. (2010). Hunting of jaguars and pumas in the Tapajós–Arapuins Extractive Reserve, Brazilian Amazonia. *Oryx*, 44(4), 610-612.
 - Conforti, V. A., y de Azevedo, F. C. C. (2003). Local perceptions of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in the Iguaçu National Park area, south Brazil. *Biological Conservation*, 111(2), 215-221.
 - Crooks, K. R., y Soulé, M. E. (1999). Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 400(6744), 563-566.
 - Dar, N. I., Minhas, R. A., Zaman, Q., y Linkie, M. (2009). Predicting the patterns, perceptions and causes of human–carnivore conflict in and around Machiara National Park, Pakistan. *Biological Conservation*, 142(10), 2076-2082.
 - Delibes, M., Ferreras, P., y Gaona, P. (2001). Attractive sinks, or how individual behavioural decisions determine source–sink dynamics. *Ecology Letters*, 4(5), 401-403.
 - Dickman, A., Marchini, S., y Manfredo, M. (2013). The human dimension in addressing conflict with large carnivores (pp. 110-126). En: *Key Topics in Conservation Biology 2* (528 pp.). Eds. Macdonald, D. W., y Willis, K. J. Wiley-Blackwell, Oxford, Reino Unido.
 - Dickson, B. G., Jenness, J. S., y Beier, P. (2005). Influence of vegetation, topography, and roads on cougar movement in southern California. *Journal of Wildlife Management*, 69(1), 264-276.
 - Engel, M. T., Vaske, J. J., Bath, A. J., y Marchini, S. (2017). Attitudes toward jaguars and pumas and the acceptability of killing big cats in the Brazilian Atlantic Forest: an application of the potential for conflict index. *Ambio*, 46(5), 604-612.
 - Estes, J. A., Duggins, D. O., y Rathbun, G. B. (1989). The ecology of extinctions in kelp forest communities. *Conservation Biology*, 3(3), 252-264.
 - Greggor, A. L., Berger-Tal, O., Blumstein, D. T., Angeloni, L., Bessa-Gomes, C., Blackwell, B. F., St Clair, C. C., Crooks, K., de Silva, S., Fernández-Juricic, E., Goldenberg, S. Z., Mesnick, S. L., Owen, M., Price, C. J., Saltz, D., Schell, C. J., Suarez, A. V., Swaisgood, R. R., Winchell, C. S., y Sutherland, W. J. (2016). Research priorities from animal behaviour for maximizing conservation progress. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(12), 953-964.
 - Gusset, M., Swarner, M. J., Mponwane, L., Keletile, K., y McNutt, J. W. (2009). Human–wildlife conflict in northern Botswana: livestock predation by endangered African wild dog *Lycaon pictus* and other carnivores. *Oryx*, 43(1), 67-72.
 - Hiller, T. L., Mcfadden-Hiller, J. E., Jenkins, S. R., Belant, J. L., y Tyre, A. J. (2015). Demography, prey abundance, and management affect number of cougar mortalities associated with livestock conflicts. *Journal of Wildlife Management*, 79(6), 978-988.
 - Hoogesteijn, R., y Hoogesteijn, A. (2014). Anti-predation strategies for cattle ranches in Latin America: a guide (64 pp.). Panthera. Eckograf Soluções Impressas Ltda., Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil.
 - Jackson, R. M., y Wangchuk, R. (2004). A community-based approach to mitigating livestock depredation by snow leopards. *Human Dimensions of Wildlife*, 9(4), 1-16.
 - Khorozyan, I., Ghoddousi, A., Soofi, M., y Waltert, M. (2015). Big cats kill more livestock when wild prey reaches a minimum threshold. *Biological Conservation*, 192, 268-275.

- Kissling, D. W., Fernández, N., y Paruelo, J. M. (2009). Spatial risk assessment of livestock exposure to pumas in Patagonia, Argentina. *Ecography*, 32(5), 807-817.
- Lucherini, M., y Luengos Vidal, E. M. (2008). *Lycalopex gymnocercus* (Carnivora: Canidae). *Mammalian Species* 820, 1-9.
- Mazzolli, M., Graipel, M. E., y Dunstone, N. (2002). Mountain lion depredation in southern Brazil. *Biological Conservation*, 105(1), 43-51.
- Mishra, C. (1997). Livestock depredation by large carnivores in the Indian trans-Himalaya: conflict perceptions and conservation prospects. *Environmental Conservation*, 24(4), 338-343.
- Nelson, F. (2009). Developing payments for ecosystem services approaches to carnivore conservation. *Human Dimensions of Wildlife*, 14(6), 381-392.
- Palmeira, F. B., Crawshaw, P. G., Haddad, C. M., Ferraz, K. M. P., y Verdade, L. M. (2008). Cattle depredation by puma (*Puma concolor*) and jaguar (*Panthera onca*) in central-western Brazil. *Biological Conservation*, 141(1), 118-125.
- Peebles, K. A., Wielgus, R. B., Maletzke, B. T., y Swanson, M. E. (2013). Effects of remedial sport hunting on cougar complaints and livestock depredations. *PLoS One*, 8(11), e79713.
- Polisar, J., Maxit, I., Scognamillo, D., Farrell, L., Sunquist, M. E., y Eisenberg, J. F. (2003). Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation*, 109(2), 297-310.
- Pyke, G. H., Pulliam, H. R., y Charnov, E. L. (1977). Optimal foraging: a selective review of theory and tests. *The Quarterly Review of Biology*, 52(2), 137-154.
- Redpath, S. M., Young, J., Evely, A., Adams, W. M., Sutherland, W. J., Whitehouse, A., Amar, A., Lambert, R. A., Linnell, J. D. C., Watt, A., y Gutiérrez, R. J. (2013). Understanding and managing conservation conflicts. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(2), 100-109.
- Riley, S. J., y Malecki, R. A. (2001). A landscape analysis of cougar distribution and abundance in Montana, USA. *Environmental Management*, 28(3), 317-323.
- Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M. P., Schmitz, O. J., Smith, D. W., Wallach, A. D., y Wirsing, A. J. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343(6167), 1241484.
- Rosas-Rosas, O. C., Bender, L. C., y Valdez, R. (2008). Jaguar and puma predation on cattle calves in northeastern Sonora, Mexico. *Rangeland Ecology and Management*, 61(5), 554-560.
- Ruth, T., y Murphy, K. (2010). Competition with other carnivores for prey (pp. 163–174). En: *Cougar: ecology and conservation* (305 pp.). Eds. Hornocker, M., y Negri, S. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EEUU.
- Silveira, L. (2004). Ecologia comparada e conservação da onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*), no Cerrado e Pantanal (240 pp.). Tesis de Doctorado, Universidad de Brasília, Brasília, Brasil.
- Soto-Shoender, J. R., y Giuliano, W. M. (2011). Predation on livestock by large carnivores in the tropical lowlands of Guatemala. *Oryx*, 45(4), 561-568.
- Theuerkauf, J. (2009). What drives wolves: fear or hunger? Humans, diet, climate and wolf activity patterns. *Ethology*, 115(7), 649-657.
- Van Dyke, F. G., Brocke, R. H., Shaw, H. G., Ackerman, B. B., Hemker, T. P., y Lindzey, F. G. (1986). Reactions of mountain lions to logging and human activity. *Journal of Wildlife Management*, 50(1), 95-102.

- Walker, S., y Novaro, A. (2010). The world's southernmost pumas in Patagonia and the southern Andes (pp. 91-102). En: *Cougar: ecology and conservation* (305 pp.). Eds. Hornocker, M., y Negri, S. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EEUU.
- Yáñez, J. L., Cárdenas, J. C., Gezelle, P., y Jaksić, F. M. (1986). Food habits of the southernmost mountain lions (*Felis concolor*) in South America: natural versus livestocked ranges. *Journal of Mammalogy*, 67(3), 604-606.
- Zarco-González, M. M., Monroy-Vilchis, O., Rodríguez-Soto, C., y Urios, V. (2012). Spatial factors and management associated with livestock predations by *Puma concolor* in Central Mexico. *Human Ecology*, 40(4), 631-638.
- Zarco-González, M. M., Monroy-Vilchis, O., y Alaníz, J. (2013). Spatial model of livestock predation by jaguar and puma in Mexico: conservation planning. *Biological Conservation*, 159, 80-87.
- Zimmermann, A., Walpole, M. J., y Leader-Williams, N. (2005). Cattle ranchers' attitudes to conflicts with jaguar *Panthera onca* in the Pantanal of Brazil. *Oryx*, 39(4), 406-412.



Capítulo VII: Anexo

Addenda

Producción científica generada a partir de los datos recolectados en el marco de esta tesis de Doctorado:

- Presentaciones de trabajos en reuniones científicas:
 - Lucherini, M., **Guerisoli, M.**, Caruso, N., Casanave, E., y Luengos, E. M. (2014). Correlates of puma-livestock conflicts in the Espinal of Central Argentina. 11th Mountain Lion Workshop. Cedar City, Utah, EEUU.
 - **Guerisoli, M.**, Caruso, N., Martinez, S., Luengos Vidal, E., Casanave, E., y Lucherini, M. (2014). Comparación de dos metodologías para la recolección de datos de presencia de carnívoros silvestres: cámaras trampas vs. entrevistas a pobladores locales. XXVII Jornadas Argentinas de Mastozoología (JAM). Esquel, Argentina.
 - **Guerisoli, M.**, Martinez, S., y Luengos Vidal, E. (2015). Caracterización de los patrones de depredación por puma (*Puma concolor*) en el Sudoeste Bonaerense. XVI Jornadas de Divulgación Técnico Científicas. Casilda, Santa Fe, Argentina.
 - **Guerisoli, M.** (2015). Proyecto puma (*Puma concolor*) en el Espinal del SO Bonaerense: un enfoque en los efectos de los factores antrópicos. Charlas Fauna 2015 – Grupo de medicina de animales silvestres. Conferencista. Casilda, Santa Fe, Argentina.
 - **Guerisoli, M.**, Luengos Vidal, E., Caruso, N., Casanave, E., y Lucherini, M. (2015). Mortalidad de puma (*Puma concolor*) y depredación de ganado en el Espinal del suroeste bonaerense: primeros datos cuantitativos. XXVIII Jornadas Argentinas de Mastozoología. Santa Fe, Argentina.
 - **Guerisoli, M.**, Luengos Vidal, E., Giordano, A. J., y Lucherini, M. (2015). Una revisión bibliográfica del conflicto puma-humanos en las Américas. XXVIII Jornadas Argentinas de Mastozoología. Santa Fe, Argentina.
 - **Guerisoli, M.**, Luengos Vidal, E., Lucherini, M., Olla, V., y Scaravelli, D. (2016). Prey availability for *Puma concolor* in three habitats of the Argentinian Espinal. *Hystrix* 27, 109. X Congresso Nazionale di Teriologia. Comune di Acquapendente, Italia.
 - Franchini, M., **Guerisoli, M.**, Gallo, O., Caruso, N., Luengos Vidal, E., Casanave, E., y Lucherini, M. (2016). Livestock depredation by puma in the Argentine Espinal, Souther Buenos Aires Province. *Hystrix* 27, 103. X Congresso Nazionale di Teriologia. Comune di Acquapendente, Italia.
 - Franchini, M., **Guerisoli, M.**, y Caruso, N. (2016). Livestock depredation by puma (*Puma concolor*) in the Argentine Espinal, Southern Buenos Aires province. Congresso Nazionale Fauna Problematica. Cesena, Italia.

- **Guerisoli, M.** (2016). Proyecto puma (*Puma concolor*) en el Espinal argentino: un enfoque en los efectos de los factores antrópicos. Primer Congreso Latinoamericano de Medicina y Conservación de especies Neotropicales. Congreso ALVEFAS. Cali, Colombia.
- Gallo, O., Castillo, D., Godinho, R., **Guerisoli, M. M.**, Lucherini, M., y Casanave, E. B. (2017). Preliminary data on the genetic structure of puma (*Puma concolor*) populations in Argentina. 97th Annual Meeting of the American Society of Mammalogists. University of Idaho, Moscow, EEUU.
- **Guerisoli, M.**, Caruso, N., Luengos Vidal, E. M., y Lucherini, M. (2017). Uso de hábitat del puma (*Puma concolor*) en un paisaje dominado por las actividades humanas del Espinal del sudoeste bonaerense. XXX Jornadas Argentinas de Mastozoología, Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.

– Publicaciones en revistas científicas:

- Caruso, N., **Guerisoli, M.**, Luengos Vidal, E. M., Castillo, D., Casanave, E. B., y Lucherini, M. (2015). Modelling the ecological niche of an endangered population of *Puma concolor*: first application of the GNESSFA method to an elusive carnivore. *Ecological Modelling*, 297, 11-19.
- Caruso, N., Vidal, E. L., **Guerisoli, M.**, y Lucherini, M. (2017). Carnivore occurrence: do interview-based surveys produce unreliable results? *Oryx*, 51(2), 240-245.
- Caruso, N., Luengos, E. M., Lucherini, M., **Guerisoli, M.**, Martinez, S., y Casanave, E. B. (2017). Carnívoros en el Sudoeste de la provincia de Buenos Aires: ecología y conflictos con los ganaderos. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 43(2), 165-174.
- Caruso, N., Luengos Vidal, E. M., **Guerisoli, M.**, y Lucherini, M. (2017). Further comments on the use of interview-based data for species distribution studies: a reply to Petracca & Frair. *Oryx*, 51(2), 209.
- **Guerisoli, M.**, Luengos Vidal, E., Franchini, M., Caruso, N., Casanave, E., y Lucherini, M. (2017). Characterization of puma-livestock conflicts in rangelands of central Argentina. *Royal Society Open Science (RSOS-170852)*. En prensa.

– Capítulos de libro:

- Luengos Vidal, E. M., **Guerisoli, M.**, Caruso, N., Casanave, E. B., y Lucherini, M. (2016). Conflictos con el puma en el sur del Espinal argentino (pp. 363-375). En: Conflictos entre felinos y humanos en América Latina (489 pp.). Eds. Castaño-Urbe, C., Lasso, C. A., Hoogesteijn, R., Diaz-Pulido, A., y Payán, E. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia.