



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MUSEO

TESIS DOCTORAL

**Aspectos de la ecología del ensamble de lagartijas
psamófilas del Parque Nacional Talampaya,
provincia de La Rioja**

Autora:

Lic. Camila Alejandra Kass

Directores:

Prof. Jorge Daniel Williams Dr. Federico Pablo Kacoliris

**SECCIÓN HERPETOLOGÍA,
DIVISIÓN ZOOLOGÍA VERTEBRADOS
MUSEO DE LA PLATA**

- 2019 -



DEDICADA A TODOS LOS QUE CREEN QUE NO HAY NADA IMPOSIBLE ...



“Wirf einen tiefen Blick auf die Natur und du wirst alles besser verstehen.”

Albert Einstein



AGRADECIMIENTOS

Aprendí que con apoyo todo es posible y por eso quiero expresar mi gratitud con todos lo que formaron parte de este trabajo. Seguramente me olvidaré de mucha gente que formó parte de esta cruzada así que, si no figuran a continuación, les pido disculpas y también les agradezco por todo.

Primero, quiero agradecerle a mi familia por haber estado siempre conmigo y apoyarme en todas mis decisiones. A mis viejos por su constante empuje, por creer y confiar en mí, por escucharme hablar sin parar cada vez que volvía del campo, por prestarme los vehículos para viajar y por tener las palabras justas para cada momento. Pa, gracias por interesarte en todo esto y por aguantarme. Ma, gracias por leer lo que escribo y hacerme aportes generosos y empujarme a ser cada día mejor profesional. A Nico, el mejor hermano del mundo, por haberme bancado en la mayoría de las campañas, por manejar miles de kilómetros, por su ayuda para todo el trabajo de campo desinteresadamente, por caminar bajo el sol buscando lagartijas, por ayudarme con los análisis y por todo el aguante durante todo este proceso. Gracias Nico, sin tu ayuda esto hubiera sido imposible. A mis abuelos por estar, aun cuando siguen sin entender lo que hago. A Emi por ser mi pilar y nunca soltarme la mano. Amor, gracias por ser incondicional, gracias por mantenerme a flote y gracias por bancar mis ausencias: sin vos nada sería tan fácil y, que yo haya podido lograr esto, es en gran parte también gracias a vos. A Flavio, Mariel y Gero por interesarse sobre mi trabajo. A Claudia, Rominita y Gus por la buena onda y la confianza. A Lars, por acompañarme a altas horas de la noche mientras escribía.

Segundo, a mis amigos de la vida Ceci, Cris y Zoe por estar siempre acompañándome, y sobre todo bancándome en momentos de stress. A mis amigos facultativos Mati y Nadia por las charlas. A Yami por ser una amiga incondicional, por bancarme en los momentos de locura de todo el proceso y por su ayuda en las campañas. A mis amigos chilecitateños Jime, Nico y Eva por hacerme el aguante durante mi estadía allá. A mis amigas poleras Tati, Lore y Pame por sus palabras de aliento. A Leo, que además de haberme acompañado en varias etapas de este proceso,



seguramente hubiera estado sentado en el auditorio el día de la defensa y me hubiera hecho algún comentario gracioso; y por extensión, no puedo dejar de nombrar a tres personas ejemplares que aprecio un montón: Moni, José y Lucre.

Sigo con mis compañeros del laboratorio Dipi, Malu, Sergio, Tomy, David, Meli, Lau, Agus, Rolo, Orne y Ger por las charlas de apoyo, los consejos, la ayuda con los análisis o simplemente escucharme durante este proceso.

En tercer lugar, a mis directores, a Jorge Williams, que durante todos estos años de formación me demostró lo que es ser un ejemplo a seguir y sobre todo una excelente persona. A Federico Kacoliris por enseñarme que el trabajo en equipo es la clave del éxito, por guiarme en este camino y siempre confiar en mí. A Dolores Juri, una de las personas más valientes que conocí, que sin conocerme apostó por mí, y me demostró que no existen límites para lograr lo que uno quiere.

A todos los voluntarios que me acompañaron al campo Yami, Rolo, Belén, Agus, Sofia, Meli V., Juli, Meli C., Lali, Martin, Brian, Nico, Adri y Emi. Gracias en especial a Yami, Nico, Belén y Rolo, gracias a ustedes por dejarme compartir tantas charlas y horas bajo el sol. Sepan que sin su ayuda esto no hubiera sido posible.

A la Administración de Parques Nacionales (APN) por brindarme los permisos para trabajar en el área. A todo el personal del Parque Nacional Talampaya, por su generosa colaboración durante el trabajo de campo. Y en especial a Federico Posma, Adriana M. Torres, Juli, Feli (y Frida) que me abrieron las puertas de su casa sin conocerme, me trataron como familia e hicieron que la estadía en el Parque fuera más fácil. Adri, no tengo palabras para agradecerte todo lo que hiciste por mí, pero quiero que sepas que una de las cosas más lindas de este proceso fue conocerte.

Al Consejo de Investigaciones Científicas y Tecnológica (CONICET) por otorgarme una beca para poder realizar esta tesis.

A todos los herpetólogos con los que hable sobre las lagartijas o que simplemente me facilitaron bibliografía.



A los jurados Diego Di Pietro, Mario Cabrera y Luciano Avila por todas las sugerencias y aportes que enriquecieron este manuscrito.

A todas aquellas personas que me brindaron su apoyo, su oreja o simplemente una palabra de aliento durante estos últimos cinco años: Ceci Morgan, Karina Pinilla, Ale Matarrese y muchos más de los que me debo estar olvidando: ¡perdón!

Al rector de la Universidad Nacional de Chilecito, Norberto Raúl Caminoa, por haberme dado esta oportunidad y por permitirme formar parte de su plantel docente. A Néstor Bárbaro y a la Secretaria de Ciencia y Tecnología de la UNdeC por su apoyo económico; y a Betina Páez por ayudarme siempre que la necesite. A todos los profesores de la Licenciatura en Ciencias Biológicas por su constante apoyo.

A la Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata por haberme permitido formarme primero como Licenciada y ahora darme la posibilidad de doctorarme en esta alta casa de estudios; y en especial a la Sec. de Posgrado, por su constante amabilidad y paciencia durante todo este proceso.

Por último, a las lagartijas del Parque Nacional Talampaya porque sin ustedes esta tesis no hubiera sido posible...



INDICE

AGRADECIMIENTOS	3
RESUMEN	8
ABSTRACT	10
IMPORTANCIA Y ALCANCE DE LA TESIS	12
OBJETIVO GENERAL DE LA TESIS	13
OBJETIVOS PARTICULARES	13
ORDENAMIENTO DE LA TESIS	14
INTRODUCCIÓN GENERAL	
ÁREA DE ESTUDIO	15
HISTORIA DEL PARQUE NACIONAL TALAMPAYA	16
CARACTERIZACIÓN BIOGEOGRÁFICA DEL PAISAJE	16
CLIMA	17
FLORA Y VEGETACIÓN	18
FAUNA	19
IMPORTANCIA DEL ÁREA	21
PROBLEMAS QUE AFECTAN AL ÁREA PROTEGIDA	22
ESTADO DE CONSERVACIÓN DEL ÁREA	24
CRISIS DE LA BIODIVERSIDAD Y EFECTO DE RUTAS Y CAMINOS SOBRE REPTILES	
PROBLEMÁTICA ABORDADA POR LA TESIS	27
CAPÍTULO I: ESPECIES DE LAGARTIJAS PRESENTES EN EL PARQUE NACIONAL TALAMPAYA	
RESUMEN	31
MARCO TEÓRICO	32
OBJETIVO GENERAL	33
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	33
MÉTODOS	34
ÁREA DE ESTUDIO	34
LISTA ACTUALIZADA DE LAGARTIJAS	35
RESULTADOS	38
CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN	44
MÓDULO I: ASPECTOS POBLACIONALES DEL ENSAMBLE DE LAGARTIJAS	
CAPÍTULO II: DENSIDAD DE LAGARTIJAS ARENÍCOLAS DEL PARQUE NACIONAL TALAMPAYA: EFECTO DE LAS RUTAS	
RESUMEN	48
MARCO TEÓRICO	49
OBJETIVO GENERAL	51
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	51
MÉTODOS	51
ÁREA DE ESTUDIO	51
MUESTREOS	52
ANÁLISIS DE DISTANCIA	54



RESULTADOS	57
CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN	61
CAPÍTULO III: EFECTO DE RUTAS SOBRE LAS POBLACIONES DE LAGARTIJAS PSAMÓFILAS DEL PARQUE NACIONAL TALAMPAYA, ANÁLISIS DE PRESENCIA / AUSENCIA Y OCUPACIÓN	
RESUMEN	66
MARCO TEÓRICO	67
OBJETIVO GENERAL	69
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	69
MÉTODOS	70
ÁREA DE ESTUDIO	70
MUESTREOS	71
ANÁLISIS	72
RESULTADOS	76
CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN	84
MÓDULO II: ASPECTOS RELACIONADOS AL ENSAMBLE DE LAGARTIJAS	
CAPÍTULO IV: ANÁLISIS COMPARATIVO DEL ENSAMBLE DE LAGARTIJAS PSAMÓFILAS DEL PARQUE NACIONAL TALAMPAYA	
RESUMEN	89
MARCO TEÓRICO	90
OBJETIVO GENERAL	92
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	92
MÉTODOS	93
ÁREA DE ESTUDIO	93
MUESTREOS	94
ANÁLISIS	96
RESULTADOS	100
CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN	108
CAPÍTULO V: ÁREAS PRIORITARIAS DE CONSERVACIÓN DENTRO DEL PNT	
RESUMEN	115
MARCO TEÓRICO	116
OBJETIVO GENERAL	117
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	117
MÉTODOS	118
ANÁLISIS	118
RESULTADOS	120
CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN	128
CONCLUSIONES GENERALES	131
PROPUESTAS DE MANEJO	133
ANEXO	137
BIBLIOGRAFÍA	141



RESUMEN – Estudios ecológicos indican que las rutas están asociadas a ciertos efectos negativos que afectan la estructura de los sistemas naturales, por ejemplo, en la composición de especies y los tamaños poblacionales. Las rutas pueden aislar a las poblaciones entre sí, aumentando el riesgo de extinción. El Parque Nacional Talampaya (PNT) ubicado en la provincia de La Rioja, presenta una fragmentación de todo su territorio como consecuencia de la presencia de la Ruta Nacional N° 76 (RN76) que divide al parque en dos. También el PNT, presenta una ruta interna, de uso restringido, por la cual, en épocas de alta demanda turística, circulan vehículos a gran velocidad. La problemática a abordar a lo largo del manuscrito tiene como hipótesis general que las rutas ejercen un efecto directo y/o indirecto sobre el ensamble de lagartijas. A través de este estudio se buscan analizar algunos aspectos de la ecología del ensamble de lagartijas psamófilas que se distribuyen en el PNT, a fin de incrementar el conocimiento sobre las especies que allí se encuentran y su relación con el efecto potencial que las rutas y caminos del área podrían tener sobre ellas. Las lagartijas son el grupo de reptiles más abundante del PNT. Sin embargo, poco se conoce sobre como impactan las rutas sobre estas. El PNT no contaba una lista actualizada de las especies de lagartijas. Entonces, primero se realizaron tareas de relevamiento de las distintas especies mediante el uso de trampas de caída y transectas lineales. En total, se confirmó la presencia de 15 especies y se las clasificó según los tipos de hábitat, teniendo en cuenta la composición del suelo y la vegetación. De todas las especies de lagartijas que componen esta lista, dos se encuentran categorizadas como vulnerables a nivel nacional (*Liolaemus anomalus* y *Liolaemus riojanus*). Por ello, es necesario seguir estudiando a sus poblaciones dentro del área protegida. Segundo, se realizó un muestreo basado en transectas que sirvió para estimar la densidad y el tamaño poblacional de las especies *Liolaemus olongasta*, *Liolaemus cuyanus* y *Aurivela* cf. *longicauda*. Este estudio se desarrolló en dos sectores de dunas activas del PNT: un sitio cercano a la RN76 y en otro, alejado de la misma. El tamaño total de la población para *Liolaemus olongasta* sería de 6.561.000 individuos, para *Liolaemus cuyanus* sería de 648.000 individuos, para las 81.000 hectáreas que estas especies ocupan. Para las 95.300 hectáreas en las que se encuentra *Aurivela* cf. *longicauda*, el tamaño poblacional sería de 762.400 individuos. Tercero, mediante el uso de modelos de conglomerados, lineales generalizados y de ocupación, se evaluó si la distancia a las rutas que atraviesan el PNT (RN76 y la ruta interna) junto con el porcentaje y tipo de cobertura de suelo y vegetación, son covariables que afectan los patrones de ocupación de las lagartijas arenícolas. Se muestrearon 200 cuadrantes de 25m², en dos sitios con distinto impacto, que se revisitaron en tres ocasiones. Para cada sitio se registró la presencia de lagartijas, las especies, la cobertura de vegetación y el tipo del suelo. Se obtuvo como resultado que las únicas covariables que explican la ocupación de las especies seleccionadas para este estudio son las distancias a la ruta. *Aurivela* cf. *longicauda*, *Liolaemus cuyanus* y *Liolaemus riojanus*, se ven afectadas por la distancia a la RN76, *Liolaemus olongasta* solo se ve afectada por la distancia a la ruta interna del parque. Además, para poder examinar si la presencia del turismo influye en la composición, abundancia y tamaño de las lagartijas; se seleccionaron dos sitios con diferente impacto turístico. Se colocaron 60 trampas de



caída, divididas en los dos sitios. Se determinó la abundancia y composición de especies y los distintos parámetros (riqueza, diversidad y equidad), se analizó si existían diferencias de tamaño entre las mismas especies de ambos sitios estudiados, entre las estaciones de año y se evaluó el estado de las colas. Varias especies ocupan ambos sitios (*Aurivela cf. longicauda*, *Homonota underwoodi*, *Liolaemus cuyanus*, *Liolaemus laurenti* y *Liolaemus olongasta*). Dos especies: *Liolaemus anomalus* y *Liolaemus riojanus*, ambas con categoría de conservación, fueron encontradas en el sitio con disturbio y sin disturbio respectivamente, indicando que los sitios estudiados presentan distinta composición específica. Las especies *Liolaemus cuyanus*, *Homonota underwoodi* y *Aurivela cf. longicauda* son las especies mayormente distribuidas en los arenales y tienen amplia dominancia en ambos sitios. Por último, se analizó la distribución del ensamble de lagartijas a través de Sistema de Información Geográfica (SIG), con mapas obtenidos de la UICN, con el propósito de completar los vacíos de información existentes en los patrones de distribución y estimar el hábitat de ocurrencia para cada especie en el área protegida. El área de mayor riqueza para las especies estudiadas corresponde a un 0.5% de todo el PNT y se encuentra dividido por la RN76 en dos mitades. Considero necesario proponer las áreas prioritarias de conservación alternativas considerando los datos obtenidos en el campo. El PNT es un área protegida, por lo que las especies de lagartijas que allí se encuentran están resguardadas. Sin embargo, es necesario un monitoreo constante debido a que existen amenazas que afectan al ensamble de lagartijas del PNT.



ABSTRACT – Ecological studies indicate that roads are associated with certain negative effects that can disturb the structure of natural systems, such as the species composition and population sizes. Roads can isolate populations from each other, increasing the risk of extinction. The Talampaya National Park (TNP) located in La Rioja province, has a fragmentation of its entire territory as a result of the presence of the National Road N°76 (RN76) that divides the park into two parts. Also, the TNP, presents an internal road, of restricted use, by which, in times of high tourist demand, vehicles circulate moving very quickly. The problem to be addressed throughout the manuscript, has as a general hypothesis that the roads have a direct and / or indirect effect on all the lizard's species from the area. Through this study, I will seek to analyze some aspects of the ecology of this lizard's assemblage from the TNP, in order to increase the knowledge about these species and their relationship with the potential effect the roads of the area could have on lizards. This group is the most abundant group of reptiles in TNP. However, little is known about how the roads impact on them. The TNP does not contain an updated list of lizard species. First, to make one, different surveys were done, using pitfall traps and linear transects. As a result of this study, the presence of 15 species was confirmed and classified according to habitat types, taking into account soil composition and vegetation. Of all the species of lizards that made up this list, only two are categorized as vulnerable nationwide (*Liolaemus anomalus* and *Liolaemus riojanus*). Therefore, it is necessary to continue studying their populations within the protected area. Second, a transect-based sampling was performed to estimate the density and population size of the species *Liolaemus olongasta*, *Liolaemus cuyanus* and *Aurivela cf. longicauda*. This study was made in two sites of dunes of the TNP, near the RN76 and away from it. The total population size for the 81.000 hectares where the next two species were detected is 6.561.000 individuals for *Liolaemus olongasta* and for *Liolaemus cuyanus* is 648.000 individuals. For the 95.300 hectares in which *Aurivela cf. longicauda* is located, the population size is 762.400 individuals. Then, to evaluate if the distance to the roads has an implication in the occupancy of this psammophilus lizards I used conglomerate, generalized linear and occupancy models. For these analyzes, some covariates were selected taking account the type of soil and vegetation coverage. In order to get data for this analyzes, 200 quadrants of 25m² were sampled, in two sites with different distance to the road and were revisited three times. As a result, the only covariates that explain the occupation of the species selected for this study are the distances to the RN76 and the internal road. *Aurivela cf. longicauda*, *Liolaemus cuyanus* and *Liolaemus riojanus*, are affected by the distance to the RN76 but *Liolaemus olongasta* is only affected by the distance to the park's internal road. In addition, to examine whether the presence of tourism influences the composition, abundance and size of the lizards, sixty pitfall traps in two sites with different tourist impact, were placed. The abundance and composition of species and the different parameters (abundance, diversity and equity) were determined. Also, I analyzed if there were differences in size between the same species of both sites, between the seasons and, at last, the health of the tails was evaluated. The species that form both assemblages are *Aurivela cf. longicauda*, *Homonota underwoodi*, *Liolaemus cuyanus*, *Liolaemus laurenti* and *Liolaemus olongasta*. Two species: *Liolaemus*



anomalus and *Liolaemus riojanus*, were only found at the site with disturbance and without disturbance respectively, indicating that the two studied sites differ in their species composition. *Liolaemus cuyanus*, *Homonota underwoodi* and *Aurivela* cf. *longicauda* are the species mostly distributed in the TNP and have broad dominance in both sites. Finally, I analyzed the distribution of the assemblage lizards through Geographic Information System (GIS) with maps obtained from IUCN, in order to complete the existing information gaps in the distribution patterns and estimate the habitat of occurrence for each species in the protected area. The area of greatest richness of species corresponds to 0.5% of the entire TNP and is crossed by the RN76 that divides it into two halves. I consider it necessary to propose priority conservation areas inside TNP. Even though, the species of lizards that are found there are protected, constant monitoring is necessary because there are threats that affect the assemblage of lizards.



IMPORTANCIA Y ALCANCE DE LA TESIS

Con los resultados presentados en esta tesis de doctorado busco aportar información sobre la ecología de saurios argentinos que se encuentran dentro del Parque Nacional Talampaya (PNT), no sólo para profundizar el conocimiento de la biología de las especies de lagartijas psamófilas, sino también para poder ser utilizada como una herramienta para el mejoramiento del manejo y protección de las especies que allí se encuentran.

A medida que avanzamos en el Antropoceno, continuamos modificando rápidamente los hábitats naturales, reduciendo críticamente ambientes de vital importancia para los seres vivos. El principal aspecto estudiado en esta tesis, fue el efecto que la presencia de las rutas y caminos produce sobre el ensamble de lagartijas de los arenales del PNT. Para analizar esto se utilizó una visión integral ecológica. La tesis abarca, entonces, dos enfoques ecológicos diferentes: población y ensamble. Es importante estudiar a las especies en sus ecosistemas nativos, principalmente para poder comprender su relación con el ambiente. Examinar estos impactos desde esta perspectiva, permite articular los distintos conocimientos que aporta la ecología sobre el estudio de los grupos de organismos, pudiendo interpretar los diferentes fenómenos que ocurren en la naturaleza.

Inicialmente, se identificaron las especies que se encuentran dentro del PNT, se analizaron la densidad, ocupación y diversidad de las especies blanco seleccionadas para este estudio. Esto aporta un elemento fundamental para la elaboración de propuestas de manejo orientadas a la conservación de las especies de lagartijas y su hábitat. En este caso también, los resultados obtenidos representan un aporte y una base, para continuar con el monitoreo de estas especies dentro del PNT.



OBJETIVO GENERAL DE LA TESIS

El objetivo general de esta tesis es estudiar algunos aspectos de la ecología del ensamble de lagartijas psamófilas que se distribuyen en el Parque Nacional Talampaya (PNT) de la provincia de La Rioja, a fin de incrementar el conocimiento sobre las especies que allí se encuentran y su relación con el efecto potencial que las rutas y caminos del área podrían tener sobre ellas.

OBJETIVOS PARTICULARES

1. Actualizar el listado de especies de saurios del PNT.
2. Estimar la densidad de las especies de lagartijas psamófilas evaluando el efecto de las rutas.
3. Analizar los factores que afectan a la presencia / ausencia y la ocupación de *Liolaemus cuyanus*, *Liolaemus laurenti*, *Liolaemus olongasta*, *Liolaemus riojanus* y *Aurivela cf. longicauda*, teniendo en cuenta la distancia a las rutas y caminos.
4. Evaluar si existen diferencias en la composición, abundancia, riqueza y diversidad entre dos sitios con diferente impacto antrópico en relación a la distancia a rutas y caminos.
5. Definir áreas prioritarias de conservación en base a la distribución del ensamble de lagartijas a través de herramientas de análisis espacial.
6. Proponer recomendaciones de manejo que favorezcan a la conservación del ensamble de lagartijas del PNT.



ORDENAMIENTO DE LA TESIS

Para aportar un orden coherente al manuscrito, se comienza con una introducción que trata sobre el área de estudio e incluye toda la información considerada necesaria para enmarcar y entender la situación del PNT. En el capítulo I, se desarrollará la problemática vinculada al objetivo específico número uno, brindando información sobre las especies de lagartijas que allí se encuentran. Luego, para analizar el efecto potencial de las rutas en los niveles ecológicos población y ensamble, se agruparán por afinidad los capítulos restantes en dos módulos.

El primer módulo trata sobre los principales aspectos de los estados de las poblaciones de las especies del ensamble seleccionadas para el estudio, respondiéndose los objetivos específicos número dos (capítulo II) y número tres (capítulo III). Mientras que, en el segundo módulo, trata sobre los distintos aspectos relacionados al ensamble de lagartijas, desarrollándose los objetivos específicos número cuatro (capítulo IV) y número cinco (capítulo V). Por último, en un apartado de propuestas de manejo se desarrollará lo planteado para el objetivo número seis con el fin de relacionar todos los resultados obtenidos en un apartado común.

Si bien en todos los capítulos analizaré algún aspecto diferente inherente al ensamble de lagartijas del PNT, todos se encuentran estructurados bajo el mismo formato: marco teórico, objetivos, hipótesis, metodología, resultados, conclusiones y discusión. Se espera de esta manera facilitar al lector la comprensión de los tópicos a desarrollar. Para evitar la repetición de la bibliografía por capítulo, la misma será ordenada al final de la tesis.



INTRODUCCIÓN

ÁREA DE ESTUDIO: EL PARQUE NACIONAL TALAMPAYA

El Parque Nacional Talampaya (PNT) se encuentra localizado al sudoeste de la provincia de La Rioja, entre los Departamentos de Independencia y Felipe Varela ($29^{\circ} 44' S$ y $67^{\circ} 53' O$), y cuenta con una superficie de 213.800 hectáreas (Fig. 1) (Del Bianco y Asociados S.A., 2016).

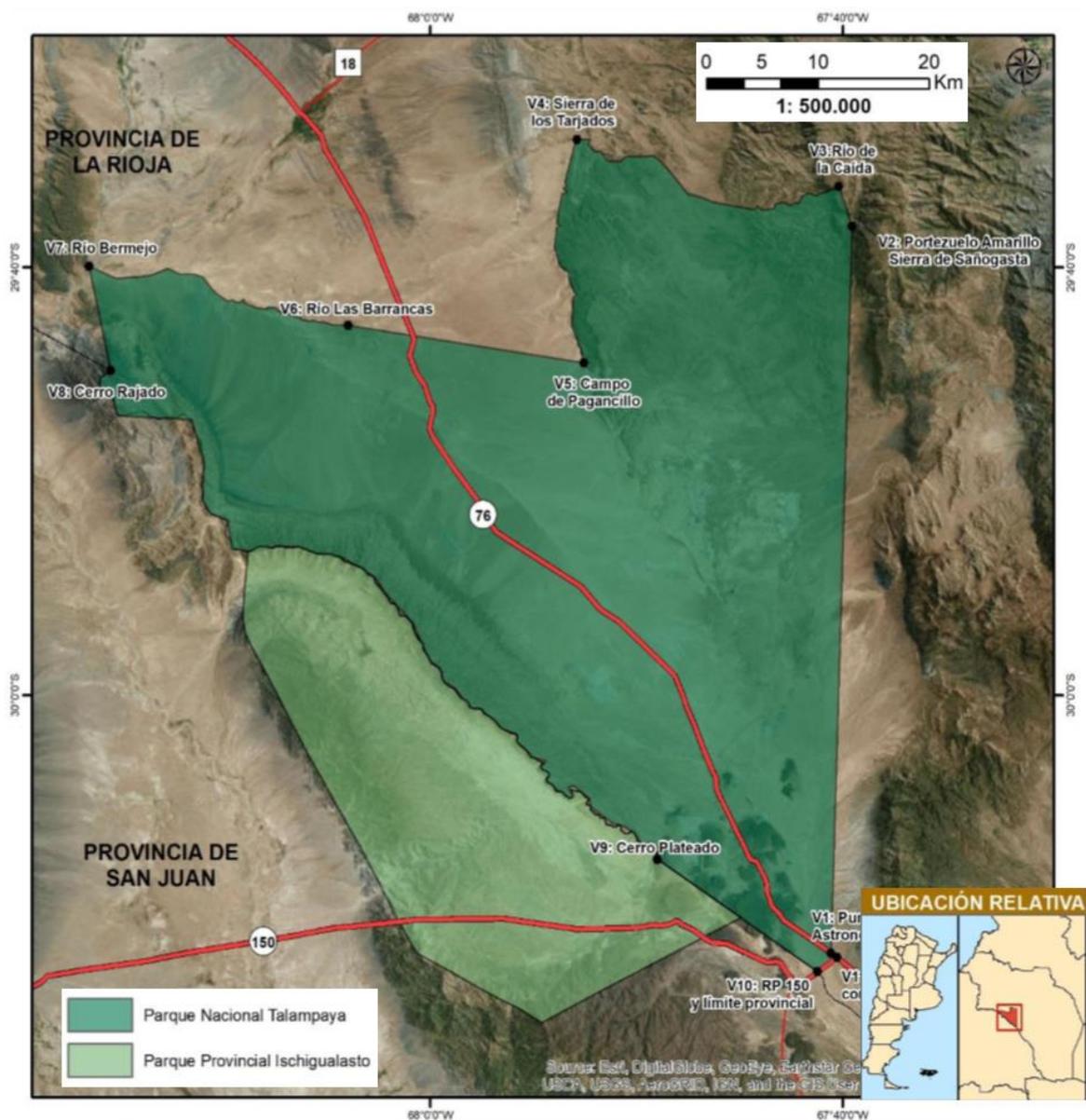


Figura 1. Mapa de los límites de las áreas protegidas.



HISTORIA DEL PNT

En un primer momento, el PNT fue conocido por los habitantes de los alrededores como los “campos de Talampaya”, quienes utilizaban esta área principalmente para mantener a su ganado a campo abierto. Desde el punto de vista científico, recién en 1893 el geólogo Alfred Stasmed fue el primero en reconocer la importancia geológica del lugar. El segundo especialista (en este caso un naturalista), que destacó la importancia científica del área fue el Dr. Joaquín Frenguelli, en el año 1940 en una de sus expediciones como investigador del Museo de La Plata. Este último, reconoció que los “campos de Talampaya” además de poseer un registro geológico excepcional, también resguardaban un registro fósil y arqueológico único en el mundo.

Sin embargo, recién en 1975, 35 años después de las observaciones del Dr. Frenguelli, el área fue declarada como Parque Provincial Talampaya mediante la Ley Provincial N° 3.509. Luego, en el año 1997, la provincia de La Rioja cede sus tierras para la creación del Parque Nacional Talampaya (Ley provincial N° 6.192) bajo los capítulos planteados en la Ley N° 22.351 de Parques Nacionales. Por último, la UNESCO, en el año 2000, reconoce al área protegida como Sitio Patrimonio Natural de la Humanidad (junto con el Parque Provincial Ischigualasto) como una sola unidad de conservación, debido a la importancia de los sedimentos y fósiles del Periodo Triásico presentes en ambos parques.

CARACTERIZACIÓN BIOGEOGRÁFICA DEL PAISAJE

La zona de estudio corresponde a la ecorregión de Monte de Sierras y Bolsones (*sensu* Burkart *et al.*, 1999), dentro del complejo ecosistémico de Bolsones Endorreicos (Morello *et al.*, 2008 y 2012; APN, 2019). La fisiografía de esta área es variada: llanuras arenosas, bolsones, mesetas y laderas bajas de montañas, entre otros.



CLIMA

Según Köppen (1900) y Kottek *et al.* (2006), el tipo de clima general en el área de estudio es desértico. Temperaturas extremas predominan tanto en verano como en invierno, con una variación diurna o nocturna significativa en todas las estaciones. Los veranos son calurosos, con temperaturas que a menudo superan los 50° C. En cambio, los inviernos son fríos, con posibilidad de nevadas, con temperaturas tan bajas como,



Figura 2. Rio Talampaya en época de lluvias.

por ejemplo, -9° C. A lo largo del año, la radiación solar es intensa. Si bien soplan vientos importantes durante todo el año (APN, 2001), se destaca entre julio y octubre el viento zonda, que se caracteriza por ser seco y caliente, cobrando frecuentemente fuertes velocidades (APN, 2019).

Las condiciones de aridez afectan también al componente florístico y faunístico del lugar (APN, 2019). La humedad baja prevalece en verano e invierno, excepto cuando se producen lluvias torrenciales en verano, a menudo con granizo. La precipitación promedio anual es de 150 a 170 mm, pero la mayor parte de estas (90%), cae en verano como eventos estocásticos (Chebez, 2005; Monguillot, 2005). En esa estación, es típico de este ambiente la presencia de lluvias fuertes que provocan inundaciones desbordando los ríos que se encuentran secos en la mayor parte del año



(Fig. 2). En la Figura 3, se puede observar el lecho del río Talampaya en época de sequía. Estos controladores abióticos ejercen una fuerte intervención sobre la dinámica del ecosistema, pero no reducen necesariamente la importancia de las interacciones biológicas en las comunidades estructurantes y paisajes (Chesson *et al.*, 2004).



Figura 3. Vista desde Los Balcones del Cañón de Talampaya.

FLORA Y VEGETACIÓN

La vegetación de área de estudio es de tipo xerófila (Fig. 4), donde hay un predominio de formaciones arbustivas altas, caracterizada mayormente por la comunidad del jarillal y arbustivas espinosas, con cobertura media del suelo (Chebez, 2005). Entre las especies dominantes se pueden destacar: jarillas (*Larrea divaricata*, *L. cuneifolia* y *L. nitida*), rodajilla (*Plectrocarpa tetraantha*), retamo (*Bulnesia retama*), pichana (*Senna aphylla*), y brea (*Cercidium praecox ssp glaucum*). En las zonas de arroyos y valles de ríos, lugares con mejores condiciones de humedad y suelos ricos en materia orgánica, se pueden observar grandes algarrobos (*Prosopis sp.*), chañares (*Geoffroea decorticans*) y arbustos como la brea (*Cercidium praecox ssp glaucum*) y el molle (*Schinus polygamus*) (Aceñalozza *et al.*, 2000; Chebez, 2005).



Figura 4. Distintos tipos de vegetación dentro del PNT.

FAUNA

Un total de 228 especies se registran para el área protegida; de los cuales el 63% son aves, el 13% son reptiles, el 13% son mamíferos, el 8% son artrópodos y el 3% anfibios (APN, 2019). Si bien la mayoría de las especies registradas para el parque son características del Monte de Sierras y Bolsones, también hay representantes de otras regiones como son la provincia Chaqueña o de los Altos Andes Cuyanos (Burkart *et al.*, 1999; Chebez 2005; Arana *et al.*, 2017; APN, 2019).

En cuanto a los mamíferos, se han registrado aproximadamente unas 34 especies. El guanaco (*Lama guanicoe*), es el herbívoro nativo de mayor tamaño dentro del PNT y las poblaciones presentes son pequeñas y con bajas densidades (Baigún *et al.*, 2008; Acebes *et al.*, 2010). Entre los carnívoros, se destaca la presencia de dos felinos que se encuentran amenazados a nivel nacional: el Puma (*Puma concolor*) y el



yaguarundí (*Puma yaguarondi*). De los cánidos, el zorro gris (*Lycalopex griseus*), es la especie más representativa y ampliamente distribuida, y es común observarlos en varios sectores de uso público. La especie de mamíferos más peculiar del PNT es el pichi ciego menor (*Chlamyphorus truncatus*).

Las aves son consideradas el grupo de vertebrados más abundante del PNT con un registro total de 133 especies (APN, 2019). Existen especies caminadoras de gran tamaño como el ñandú (*Rhea americana*) y el suri (*Rhea pennata*), y también de pequeño tamaño como la martineta copetona (*Eudromia elegans*). En las zonas cercanas al Cañón de Talampaya se pueden observar el cóndor andino (*Vultur gryphus*) y diversos tipos de jotes (*Coragyps atratus* y *Cathartes aura*). El PNT protege poblaciones de águila coronada (*Buteogallus coronatus*), especie categorizada en peligro por la UICN (UICN, 2019). Las aves más frecuentes de toda el área son los loros barranqueros (*Cyanoliseus patagonum*) (APN, 2019).

La herpetofauna del PNT es el grupo que presentaba mayores vacíos de información hasta el momento (APN, 2019). Actualmente, existen 6 especies de anfibios confirmadas para el PNT (Kass *et al.*, 2018). Estas son la ranita de cuatro ojos (*Pleurodema nebulosum*), la ranita de las salinas (*Pleurodema guayapae*) el escuercito riojano (*Odontophrynus barrioi*), el sapo espinoso (*Rhinella spinulosa*), el sapo común (*Rhinella arenarum*), y la ranita riojana (*Boana riojana*).

En cuanto a los reptiles, el segundo grupo más numeroso de especies dentro del PNT, existe una gran variedad destacándose la presencia de la tortuga terrestre argentina (*Chelonoidis chilensis*), la cual presenta categoría de conservación vulnerable (UICN, 2019). En cuanto a las serpientes, existen representantes de importancia medica de las familias Viperidae (*Bothrops ammodytoides*, *Bothrops diporus* y *Crotalus durissus*) y Elapidae (*Micrurus pyrrohocryptus*). También existen representantes de la familia Dipsadidae (*Erythrolamprus sagittifer*, *Oxyrhopus rhombifer*, *Philodryas psammophidea*, *Philodryas trilineata*, *Pseudotomodon trigonatus* y *Xenodon merremii*) y una sola especie de la familia Boidae: la boa constrictor (*Boa constrictor occidentalis*). De la familia Leptotyphlopidae existen registros de las especies *Epictia australis* y *Leptotyphlops sp.*



Las lagartijas son el grupo de reptiles más numeroso dentro del PNT y a lo largo de esta tesis se profundizará su estudio. Sin embargo, es necesario realizar en esta introducción una mención especial de 3 especies. La primera es *Liolaemus talampaya*, la cual es la única especie endémica del PNT y se encuentra exclusivamente en zonas de cañones y repisas. La segunda especie corresponde a la lagartija salinera (*Liolaemus anomalus*) la cual esta se encuentra categorizada como vulnerable en todo el territorio argentino (Abdala *et al.*, 2012), y, por tanto, su conservación debe ser considerada como una prioridad. La última especie a mencionar es la lagartija riojana (*Liolaemus riojanus*), especie también categorizada vulnerable a nivel nacional (Abdala *et al.*, 2012). Esta especie tiene la capacidad de zambullirse en la arena y moverse bajo ella (Muñoz, 2014), comportamiento que se evidencia en sus características morfológicas y etológicas relacionadas con ambientes arenícolas (Etheridge, 2000; Halloy, 2013; Muñoz *et al.*, 2014).

IMPORTANCIA PALEONTOLÓGICA, GEOLÓGICA Y ARQUEOLÓGICA DEL ÁREA:

Como fue explicado en la historia del PNT, el área de estudio presenta una extraordinaria riqueza de restos fósiles y arqueológicos, sin olvidarnos el vasto patrimonio geológico representado. En cuanto a la geología, presenta un geosistema con formaciones y cuencas con distintos estratos con secuencias continuas de afloramientos rocosos y formas erosionadas (APN, 2019). El cual es considerado el más importante del planeta, por contar con el registro fósil más completo del Período Triásico de la Era Mesozoica (UNESCO, 2000). El PNT junto con el Parque Provincial Ischigualasto, evidencian en estos restos la transición de los mamíferos (Triásico Temprano) hasta el dominio de los dinosaurios (Triásico Tardío). Por último, arqueológicamente existe una gran variedad de restos recuperados del área. Los más conocidos son los petroglifos con diversas representaciones asociados a la cultura Aguada (entre 500 y 1000 d.C.) en distintos sectores del PNT. Sin embargo, también se encontraron distintos tipos de vestigios arqueológicos como ser restos de cerámicas, morteros, lanas, ocupaciones humanas y enterratorios, entre otros. Estas



características convierten al PNT en un sitio importante para la conservación y la ciencia.

PROBLEMAS QUE AFECTAN AL ÁREA PROTEGIDA

En el Plan de Gestión del PNT (APN, 2019) se reconocieron las siguientes problemáticas que afectan a los valores focales de conservación del área protegida: presencia de ganado, alteraciones producidas por infraestructura, extracción ilegal de recursos, caza ilegal y presencia de especies exóticas invasoras (plantas y animales). Para poder combatir las Administraciones de Parques Nacionales organizó reuniones con especialistas a los cuales se les consultó por posibles soluciones para resolver estos problemas.

Dentro del PNT existe cría de ganado vacuno. Si bien la carga del pastoreo es baja y la tecnología aplicada en el manejo ganadero es escasa o nula, esta práctica se realiza a campo abierto en un 40% del PNT (APN, 2019). Esta forma de crianza del ganado es de tradición histórica para los habitantes de la zona. En ella los animales deambulan por toda el área sin un manejo o control por parte de sus dueños. Esta práctica implica problemas de manejo para el PNT (APN, 2019). El primer problema, es que en las áreas de cuerpos de agua se concentra gran cantidad del ganado, modificando el terreno y ocupando espacios de la fauna nativa. El segundo problema, es que se encuentra afectada la integridad del suelo en ciertas zonas de pastoreo. El tercer problema está relacionado al pisoteo del ganado tanto en la superficie del suelo como en sitios de importancia arqueológica dentro del PNT. Por último, existe un conflicto de naturaleza social entre los productores y los pumas a los que estos acusan de cazarles el ganado.

Además, coexisten dos problemáticas importantes, que hasta el momento no habían sido estudiadas, por ende, no fueron consideradas una amenaza. Estas son la presencia de rutas y el impacto que provocan las actividades turísticas que se desarrollan en el área. Para el desarrollo de esta tesis se tendrán en cuenta estas dos amenazas con un especial énfasis en el impacto que las rutas tienen sobre las



lagartijas. Se espera a lo largo de esta tesis poder analizar cómo afectan al ensamble de lagartijas psamófilas del PNT.

El PNT presenta una fragmentación de todo su territorio consecuencia de la presencia de la Ruta Nacional N° 76 (RN76) que divide al parque en dos. Esta ruta conecta dos ciudades importantes de la provincia: Patquia y Villa Unión, transformándolo en un camino frecuentemente transitado. También la RN76, interseca con la Ruta Provincial 150 que une a la provincia de San Juan, facilitando el recorrido turístico que une a ambos parques. Las colisiones con animales son comunes en ciertos puntos de la RN76 y cotidianos en épocas de alta presencia de visitantes (Narváez, *com. pers.*). Para combatir esta problemática, la Administración de Parques Nacionales comenzó a colocar en el año 2017 cartelería a lo largo de estos sectores de la ruta indicando disminuir la velocidad y advirtiendo sobre la presencia de fauna.

Existe otra ruta que podría también afectar la dinámica del PNT. Para ingresar al Cañón de Talampaya existe un camino interno que comienza en la entrada al PNT y se extiende por 12km de ruta pavimentada y continúa por aproximadamente 4km de lecho de río seco hasta llegar al comienzo del cañón. Este camino es de uso exclusivo del personal del PNT y de la empresa turística que organiza los recorridos, no permitiendo circular por el mismo a los turistas con su vehículo particular. Los vehículos utilizan los cauces de río para acceder a los distintos atractivos turísticos, ya que durante la mayor parte del año se encuentran secos. Esto trae acompañado un problema sustancial que está relacionado directamente al tránsito vehicular que es la estabilidad y consolidación de los suelos (APN, 2019).

El PNT es conocido principalmente por su asombroso atractivo turístico y recibe visitas de varios lugares del mundo. Durante el año recibe aproximadamente 60.000 visitantes. Existen épocas del año donde se observa un gran número de turistas visitando el parque (Gallo, *com. pers.*). En temporada alta, otoño e invierno, miles de personas recorren el parque por día, a diferencia de temporada baja donde menos de cien turistas visitan el área. Las visitas aumentan durante los meses de invierno, debido a la gran amplitud térmica de la zona. Sin embargo, en el otoño y en la primavera, la



cantidad de turistas empieza a aumentar posiblemente afectando la capacidad de carga del área.

Existen distintos circuitos turísticos diseñados para que los visitantes puedan conocer algunos sectores accesibles del área (Fig. 5). La oferta de los mismos depende de una empresa privada y de una cooperativa local, pero ambos cuentan con el control de la Administración de Parques Nacionales. Sus áreas para uso público están administradas por la empresa privada y el acceso de turistas está restringido a pequeñas áreas del parque. También, cuenta con una confitería, un estacionamiento y un área de acampe en las cercanías del ingreso. Todos los recorridos turísticos ofrecen conocer el mayor atractivo del PNT, que es el Cañón; involucran la presencia de un guía y el uso de únicamente de un vehículo autorizado para el ingreso a las áreas a conocer. Sin embargo, existen dos senderos, en la entrada del parque, a los cuales el visitante puede acceder sin un guía y tener contacto directo con la fauna y flora que allí se encuentran. Por esos senderos es común encontrar evidencias del paso de los turistas por el área, como por ejemplo colillas de cigarrillos, papeles, envoltorios, restos de papel higiénico o simplemente huellas por fuera del sendero. También es necesario mencionar que existe ruido asociado a estos sectores provenientes principalmente de autos u ómnibus que quedan encendidos por mucho tiempo en el estacionamiento, la música de la confitería y el constante ruido de vehículos saliendo y llegando de visitar el cañón.

ESTADO DE CONSERVACIÓN DEL ÁREA

En la Argentina la Ley Nacional N°22.351 de Parques Nacionales es la encargada de regular todo lo relacionado a los Parques Nacionales, Monumentos Naturales y Reservas Nacionales. Queda constatado en ese documento, que una vez creada un área protegida es necesario generar un plan de gestión sobre cómo se van a abordar las distintas cuestiones que a esta atraviesan. El Parque Nacional Talampaya por muchos años no contó con un plan de manejo actualizado. Desde hace unos años, esta situación se revirtió y en el año 2019 se publicó un plan de gestión donde se evalúa el estado tanto del patrimonio natural como del patrimonio material presente en



el área. En ese plan, respecto a la fauna, se destacó la necesidad de realizar monitoreos para poder evaluar el estado de las poblaciones animales, entre otros objetivos particulares. La poca cantidad de estudios faunísticos realizados en el área en los últimos años, junto con las problemáticas actuales del PNT, anteriormente planteadas, reflejan la escasez de información generada para el área. Si a esto se le suma la presión del cambio climático, la presencia de la RN76 y el turismo ejercen en el PNT, nos estaríamos enfrentando a una falta de conocimiento importante para Argentina. Entonces, poder realizar una investigación ecológica, analizando distintos aspectos de las poblaciones y las dinámicas del ensamble de lagartijas, es una oportunidad invaluable para generar información sobre las especies de saurios autóctonas de nuestro país.



Figura 5. Cartografía oficial del área. Fuente: SIB-APN.



CRISIS DE LA BIODIVERSIDAD Y EFECTO DE RUTAS Y CAMINOS

SOBRE REPTILES

PROBLEMÁTICA ABORDADA POR LA TESIS

El crecimiento humano, las actividades relacionadas al mismo, la destrucción y la degradación del hábitat, son consideradas la principal causa de pérdida de biodiversidad (Turner, 1996; Primack *et al.*, 2001, Abdala *et al.*, 2012). La investigación ecológica puede detectar las causas de la declinación en el número de individuos y/o aquellas asociadas a la presencia/ausencia de especies en un sitio particular. Entonces esta disciplina puede hacer un aporte determinante para reducir o evitar la extinción de especies y promover la conservación de la biodiversidad. Es por esta razón que la ecología juega un papel clave en la gestión y el manejo de especies sensibles a los disturbios antrópicos. Una de las causas de perturbación antropogénica y mortalidad de animales más importante son las rutas (Vargas Salinas *et al.*, 2011).

Estudios ecológicos indican que las rutas están asociadas a ciertos efectos negativos una vez que están construidas. Algunos de ellos son: la mortalidad por colisiones con vehículos, alteraciones en la conducta, un aumento del uso de estas áreas por el hombre y una modificación físico-química del ambiente. A pesar de estos, los peores efectos, están relacionados a los cambios directos en el suelo: densidad, cambios en la temperatura, el contenido de agua, patrones de escurrimiento y sedimentación, entre otros (Trombulak & Frissell, 2000). Los impactos ecológicos de las rutas no se limitan al sitio en sí, y a menudo se extienden hacia el paisaje circundante, a lo largo de una distancia conocida como "zona de efecto vial" (Forman & Alexander, 1998), cuyo tamaño depende de las características de la ruta y el paisaje, y puede extenderse a lo largo de varios kilómetros. Por lo tanto, la presencia de rutas estaría correlacionada con cambios en la composición de especies, los tamaños poblacionales y los procesos hidrológicos y geomorfológicos que afectan la estructura de los sistemas naturales (Trombulak & Frissell, 2000). Los animales se mueven a través del paisaje para acceder a los diversos tipos de hábitat y de esa manera poder



cumplir con sus necesidades biológicas. Las rutas pueden destruir las conexiones ecológicas establecidas, prevenir el intercambio genético necesario al aislar las poblaciones unas de otras, y, para especies sensibles, aumentan el riesgo de extinción (Jaeger *et al.*, 2005).

Los reptiles, son el grupo de vertebrados que se ha más visto afectado por la presencia de rutas (Gibbs *et al.*, 2002; Row *et al.*, 2007) y probablemente los efectos que éstas provocan, contribuyen a la disminución de las poblaciones de los mismos (Shepard *et al.*, 2008). Las condiciones microambientales, especialmente las características relacionadas con la temperatura y la humedad, varían con la presencia de los caminos (Jochimsen *et al.*, 2004). Por ejemplo, existen estudios que comprueban que algunas especies de serpientes serían atraídas por las superficies de las rutas para termorregular (Klauber 1939, Sullivan, 1981; Ashley & Robinson, 1996). Entonces, como animales ectotermos, fuertemente influenciados por las condiciones ambientales que los rodean (Lillywhite, 1987; Peterson *et al.*, 1993; Zug *et al.*, 2001), las hace especialmente susceptibles a los efectos negativos que provocan rutas (Forman *et al.*, 2003), los cuales pueden ser directos (pérdida de hábitat y mortalidad por atropello vehicular), e indirectos (aislamiento y fragmentación de la población) (Shepard *et al.*, 2008).

Existen estudios realizados en otros países de América del Sur que analizan el efecto que las rutas tienen sobre la mortalidad de distintos grupos de reptiles (en Venezuela: Seijas *et al.*, 2013; Díaz & Zanabria-Gil, 2016; en Bolivia (Sosa & Schalk, 2016 y en Colombia (Pallares & Meza-Joya, 2018). En Colombia, se realizó un estudio exhaustivo, en el cual se analizaron las variaciones y composiciones de ensambles de herpetofauna en áreas cercanas y alejadas de las rutas. Lo que se pudo observar fue una mayor diversidad de anfibios en lugares lejanos a las rutas, pero una relación inversa respecto a las especies de reptiles. Inclusive, hubo especies de reptiles registrados exclusivamente en áreas adyacentes a las rutas (Vargas Salinas *et al.*, 2011). En Galápagos, Tanner & Perry (2006), analizan los efectos que produce una ruta en la abundancia y *fitness* de la lagartija de lava (*Microlophus albemarlensis*), enfocándose principalmente en las colisiones de vehículos con estas lagartijas, debido



al tráfico y la velocidad de los mismos en la isla; y como las carreteras dividen los hábitats naturales fragmentando el paisaje.

En Argentina, el único estudio asociado al efecto de rutas sobre lagartijas, fue realizado por Vega *et al.* (2001) quienes evaluaron los efectos de la alteración del hábitat de un ensamble de lagartijas en la costa bonaerense debido a la construcción de una ruta que cruzaba un sistema de dunas costeras, ambiente específico del ensamble de lagartijas estudiado en la zona. La creación de la ruta afectaba la abundancia de lagartijas y el uso del microhábitat por las mismas. En ese trabajo, los autores concluyeron que el paisaje resultó alterado, afectando a los parches de vegetación (en cuanto a cobertura y composición de plantas), considerado un elemento esencial del hábitat de la mayoría de lagartijas de biotopos xéricos. Estos parches proporcionan refugios térmicos, protección contra los depredadores, proporcionan sitios de anidación y hábitat para las presas de artrópodos consumidas por las lagartijas. La estructura del ensamble estudiado fue alterada por cambios en la abundancia relativa, la densidad de población y el uso del espacio por ambas especies.

En el Parque Nacional Talampaya (PNT), existen dos rutas que juegan un papel fundamental en la dinámica cotidiana del área: la Ruta Nacional N° 76 (RN76) y el camino interno que conecta la entrada al parque con el Cañón de Talampaya. Como ya fue mencionado anteriormente, estas rutas presentan una alta frecuencia de circulación de vehículos. La problemática a abordar a lo largo del manuscrito tiene como hipótesis general, que las rutas ejercen un efecto directo y/o indirecto sobre el ensamble de lagartijas. Siendo esta área un parque nacional, se esperaría que, desde la misma, se realizara algún manejo para reducir y mitigar este efecto, bajo el supuesto de que está estudiado que las rutas son consideradas una problemática para las especies de lagartijas. Así, entonces el PNT podría cumplir con la finalidad biológica del mismo: la protección de las especies y sus hábitats.

Si bien la problemática principal se encuentra relacionada directamente a la presencia de rutas, existen disturbios indirectos asociadas a las mismas, por ejemplo, una mayor presión del turismo, que impactaría en una determinada área al tener acceso a la misma por medio de las rutas y los caminos. Las actividades recreativas y



turísticas pueden presentar efectos nocivos sobre las poblaciones de lagartijas. En Argentina, existen antecedentes que indicarían que al uso de vehículos todo terreno para realizar travesías en la arena podrían tener algún efecto negativo sobre estas poblaciones de animales (Kacoliris, 2009; Abdala *et al.*, 2012). No obstante, en el PNT, estas actividades no están permitidas por ser un parque nacional. Pero esto no asegura que las distintas poblaciones de lagartijas se encuentren ajenas a un efecto negativo producido por la presencia de los turistas que visiten el área, principalmente porque existen sectores de arenales donde los visitantes pueden circular libremente y es común encontrar evidencia de la presencia de los mismos (basura, huellas, etc.).

Por lo tanto, si se tiene en cuenta que el PNT protege a un ensamble de lagartijas, con especies que se encuentran amenazadas a nivel nacional bajo la categoría vulnerable, es de suma importancia para la biología de la conservación realizar este tipo de estudios. Principalmente, para poder contribuir con alguna sugerencia de manejo que pueda ayudar a mejorar la situación problemática actual, si fuera necesario. En este sentido, es que se busca profundizar el conocimiento sobre el impacto potencial que las rutas tienen dentro del PNT sobre el ensamble de lagartijas, para proteger a las especies autóctonas de saurios de nuestro país que allí habitan.



CAPÍTULO I

ESPECIES DE LAGARTIJAS PRESENTES EN EL PNT

RESUMEN - El Parque Nacional Talampaya (PNT) fue declarado área protegida en el año 1997. Pero su primer plan de manejo se redactó recién en el año 2001. Por lo tanto, hasta la fecha no existe una lista actualizada de su herpetofauna. Desde el año 2016, realicé tareas de relevamiento de las distintas especies de lagartijas en el campo mediante trampas de caída y transectas lineales. También utilicé bibliografía específica para la región y revisé los catálogos disponibles para las colecciones herpetológicas más importantes del país (MLP, MACN, FML e IPEEC-CONICET: LJAMM-CNP). En total, se confirmaron un total de 15 especies, cuales se clasificaron según su presencia en el PNT en 3 tipos de hábitat, según la composición del suelo y la vegetación. De todas las especies de lagartijas que componen esta lista, dos se encuentran categorizadas como vulnerables a nivel nacional (*Liolaemus anomalus* y *Liolaemus riojanus*). Por ello, es necesario seguir estudiando a sus poblaciones dentro del área protegida. Por otro lado, existen especies (*Liolaemus chiliensis*, *Liolaemus elongatus* y *Cercosaura schreibersii*) que figuran en informes desde hace muchos años como posibles habitantes del parque, pero su presencia dentro del área protegida no fue registrada en los muestreos, probablemente debido a que esas especies no se distribuyen en la provincia de La Rioja, por ende no estarían presentes en PNT. Lo contrario, ocurre con las especies *Tropidurus spinulosus* y *Salvator rufescens*, las cuales figuran en informes internos como especies probables de encontrarse en el área protegida, pero, aunque existen registros confirmados para la provincia, su presencia en el PNT no fue registrada durante los muestreos realizados.



ESPECIES DE LAGARTIJAS PRESENTES EN EL PNT

MARCO TEÓRICO

Si bien el Parque Nacional Talampaya (PNT) fue declarado como área protegida por el Estado Nacional en el año 1997 (para más información ver *Introducción*) el primer plan de manejo del área se escribió en el año 2001. En este documento, no solo deben describirse cuestiones administrativas y operativas exigidas por la Administración de Parques Nacionales, cómo se mencionó anteriormente en la introducción, sino también debe figurar información sobre la flora y fauna del lugar. En cuanto a la fauna, se debe incluir en este documento, una lista actualizada sobre la presencia de todas las especies que se encuentran dentro del área protegida con la mayor certeza posible. La lista sobre la fauna, está compuesta por distintos ítems que hacen referencia a los distintos grupos de animales (artrópodos, anfibios, reptiles, mamíferos, etc.). A nivel provincial, se cuenta con un listado de especies de reptiles para la provincia de La Rioja publicado en 2012 por Cruz *et al.* A nivel regional, para el Parque Provincial Ischigualasto, existen varias publicaciones a lo largo de los años de su creación que mencionan algunas especies de anfibios y reptiles (Cei, 1980; Cei, 1986; APN-GPSJ-FAS, 1995; Acosta *et al.*, 1997; Avila *et al.*, 1998; Acosta & Murúa 1998; Sanabria & Quiroga, 2009). La última publicación sobre la herpetofauna del Parque Provincial Ischigualasto es una lista actualizada del año 2008. Lamentablemente, distinta es la situación del PNT para el caso de los reptiles, ya que la información sobre la composición de especies del grupo es al momento escasa.

Para el año 2001, no existía bibliografía específica del PNT que indique que especies de reptiles habiten el área. Por lo tanto, para la elaboración del plan de manejo del PNT, se utilizó distinto tipo de literatura: informes internos generales sobre fauna y flora (por ejemplo: Haene & Gómez, 1994), de herpetofauna del Parque Provincial Ischigualasto (Acosta & Murúa, 1998), sobre reptiles de Argentina (Cei, 1986 y 1993) y sobre el estado de conservación de la herpetofauna a nivel nacional (Bertonatti, 1994). Para solventar esta falta de registros y con el objetivo de obtener más información sobre las especies de reptiles del PNT, la Administración de Parques



Nacionales coordinó la realización de campañas para coleccionar material dentro del área protegida con la participación de varios especialistas en herpetología (PIP 0568/98 CONICET, 1999-2000). Los nuevos registros obtenidos en estas campañas debían ser informados en la siguiente fase del plan de manejo, pero al no confeccionarse dicho documento, estos registros no fueron formalmente documentados (Narváez, *com. pers.*). Sin embargo, como resultado de esos relevamientos, existe una primera publicación específica sobre saurios, en la cual se describe a una nueva especie de lagartija, nombrada homónima al área protegida como *Liolaemus talampaya* (Avila et al., 2004). También existen registros sobre observaciones de las distintas especies de reptiles en informes internos realizados por los guardaparques del lugar (Narváez, *com. pers.*).

Al comenzar con las tareas de relevamiento en el año 2016, me encontré con la situación de que el PNT no contaba con una línea de base concreta o actualizada sobre las especies de lagartijas que habitan el área. Por lo tanto, era necesario realizar un relevamiento exhaustivo del área protegida y un análisis de la literatura disponible para contribuir con esta falta de información. En este marco, es que se plantea en este primer capítulo elaborar una lista actualizada de las lagartijas presentes en el PNT.

OBJETIVO GENERAL

Actualizar y profundizar el conocimiento sobre la composición de especies de reptiles del PNT.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Proporcionar una lista de las especies de lagartijas con referencias de su distribución en los diferentes hábitats del parque.
2. Identificar el estado de conservación de las especies.
3. Discutir sobre la potencial presencia/ausencia de especies que fueron nombradas para el área, pero no existe material de referencia.



MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

Para realizar el relevamiento de especies de lagartijas dentro del área se reconocieron tres tipos fisonómicos de hábitat dentro del PNT basados en la flora y el tipo de suelo (Fig. 1). El primer tipo de hábitat (A), un sistema de dunas activas, presenta principalmente arena suelta y un suelo expuesto por arena, casi sin cobertura vegetal (Fig. 2A). La altura de la vegetación de este tipo, varía desde pequeños arbustos (de 0,05m a 2m) y está representada por los géneros *Larrea*, *Bulnesia*, *Cercidium* y *Acacia*. El segundo tipo de hábitat (B) representa las áreas de cañones y montañas: las áreas rocosas prominentes del PNT. La composición del suelo es arena roja mezclada con fragmentos de roca, mientras que las dunas de arena están ausentes. El área donde se desarrolla este tipo fisonómico tiene la vegetación más antigua del parque, en su mayoría formada por árboles del género *Prosopis*. En verano,

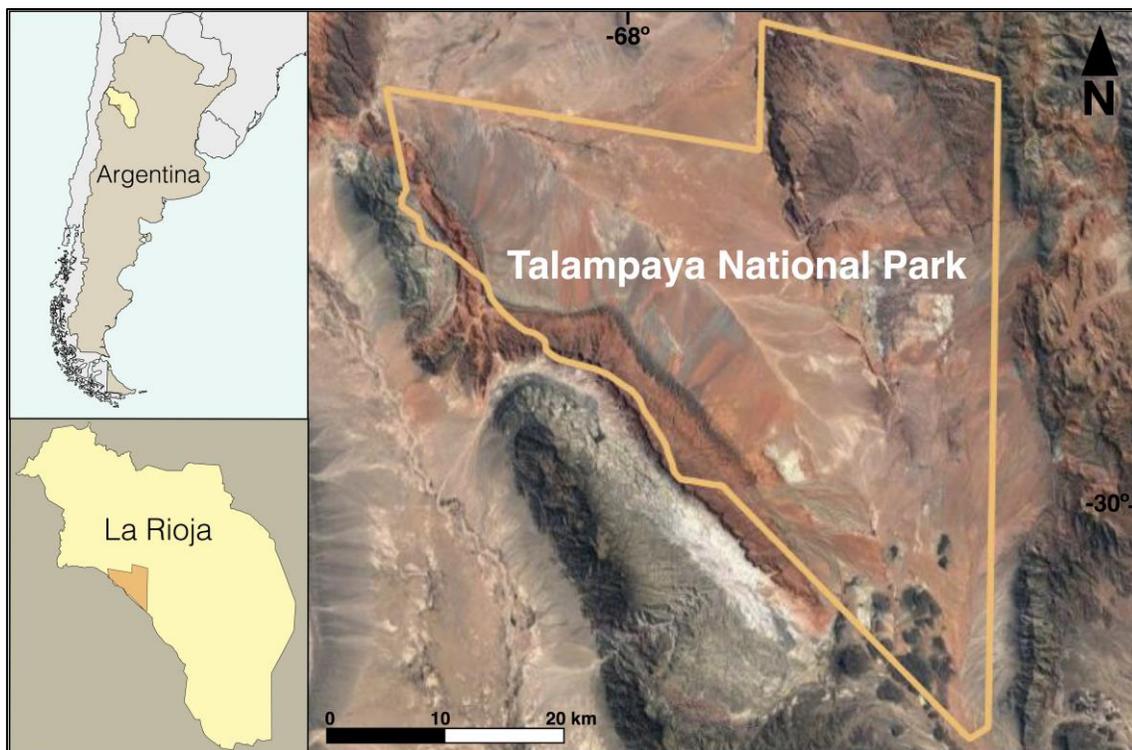


Figura 1. Ubicación del Parque Nacional Talampaya y las unidades de hábitat delimitadas para el relevamiento de datos.



cuando llueve, el área B tiende a inundarse causando pequeños aluviones que tienden a destruir todo a su paso (Fig. 2B). El último tipo de hábitat (C) se encuentra mayormente representado en la parte sur del parque. Aquí, el suelo es rocoso, no se observa sedimento rojo ni dunas de arena. Este tipo de hábitat está caracterizado principalmente por la especie *Larrea divaricata* y diferentes especies de cactus (Fig. 2C).

LISTA ACTUALIZADA DE LAGARTIJAS PRESENTES EN EL PNT

Para crear una lista actualizada de especies de lagartijas que habitan el Parque Nacional Talampaya utilicé cuatro fuentes de datos: 1) datos de presencia tomados a campo; 2) bibliografía; 3) informes internos del PNT y, 4) registros en colecciones herpetológicas (MLP, MACN, FML y IPEEC-CONICET: LJAMM-CNP). La primera fuente, los datos de campo, fueron obtenidos por muestreos llevados a adelante por mí desde diciembre del 2015 hasta diciembre de 2017. Durante ese período realicé

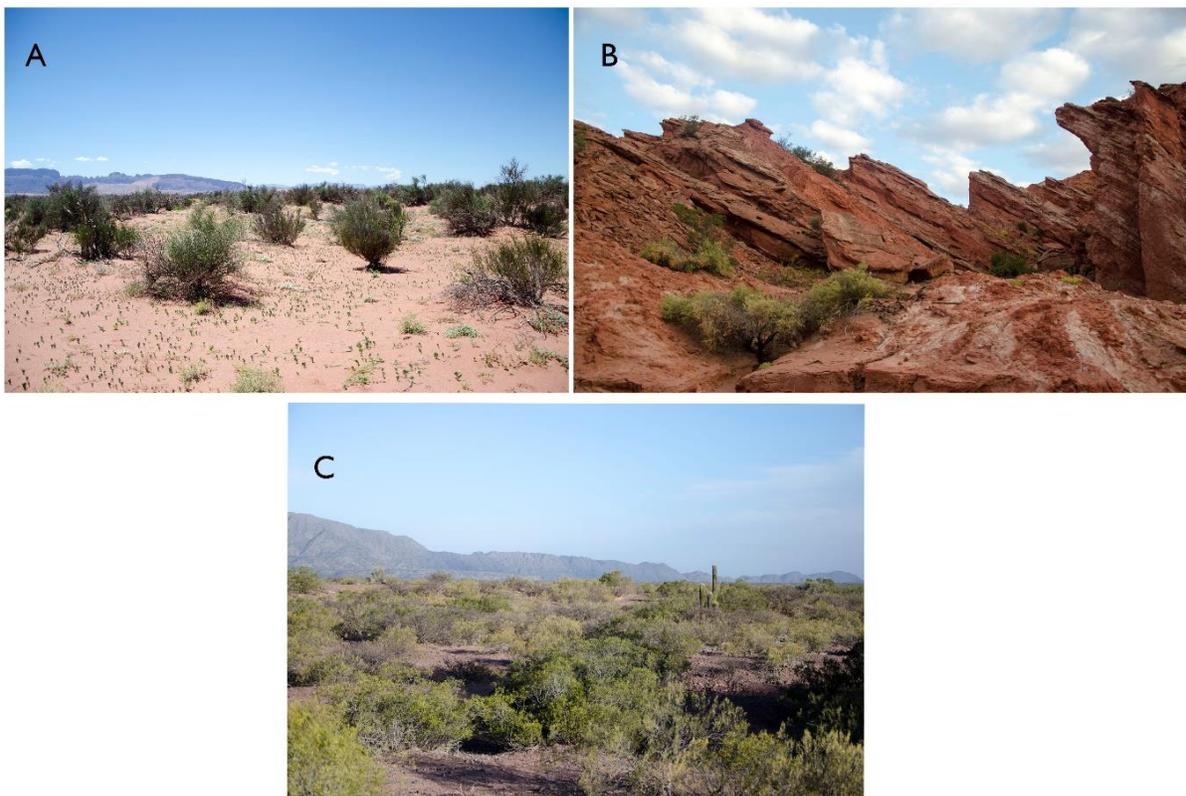


Figura 2. Detalle de los tipos de hábitat, donde se puede ver la vegetación y el tipo de suelo.



Figura 3. Trampa de caída.

muestreos estacionales, formados por un grupo en promedio de 4 personas, con un total de 150 días (45 días en verano y primavera, y 30 en invierno y otoño), que representan un total de 7500 horas/hombre de esfuerzo. Para el registro de datos de presencia se utilizaron diferentes técnicas de muestreo: a) caminatas ocasionales en distintas franjas horarias (1500 horas/hombre); b) transectas lineales; c) trampas de caída y; d) recolección de individuos muertos. Se realizaron un total de 130 transectas lineales (1000 metros de largo y 30 metros de ancho) con 5 observadores dos veces al día, de 09:00 a 12:00 y de 15:00 a 18:00. Los arreglos de las trampas de caída de captura en vivo tenían forma de Y, un conjunto de tres brazos de 3 m de largo con un solo balde de posición central (capacidad de 20 litros) colocado en la intersección de los brazos formando tres ángulos iguales (Fig. 3). Utilicé un tul reforzado clavado en estacas de madera de 30 cm de altura para asegurar los brazos que formaban la valla en posición vertical (para una descripción más detallada sobre la serie de trampas ver Fisher *et al.*, 2008). Para evitar muertes accidentales, ya que el estudio se enmarcaba



en la técnica de captura y recaptura, las trampas tenían una tapa en la parte superior para evitar las altas temperaturas que podían generarse en el balde expuesto al sol y también arena en la parte inferior, dando a los animales la oportunidad de esconderse y termorregular dentro de la trampa. Las mismas fueron revisadas diariamente antes del mediodía, cuando la temperatura más alta en verano (40° C en promedio) llega al Parque. Si durante las tareas de campo se encontraban animales muertos, estos eran recolectados, fijados y depositados en la colección herpetológica del Museo de La Plata. En el caso de que el registro visual no fuera suficiente para la correcta determinación de la especie, se utilizó un lazo de cuerda en un palo hueco, para manipular de cerca al individuo.

La segunda fuente de información que utilicé fue la literatura publicada específicamente sobre lagartijas del noroeste de Argentina (Cei, 1993), último registro de especie nueva para el PNT (Avila *et al.*, 2004), sobre la herpetofauna de los Parques Nacionales de Argentina (Chebez *et al.*, 2005), la lista de lagartijas de Argentina (Avila *et al.*, 2013) y el libro de reptiles para la provincia de La Rioja (Cruz *et al.*, 2012). La tercera fuente provino de: a) registros de observaciones de la Administración de Parques Nacionales (SIB); b) informes internos (Monguillot, 2005); y c) registros de fotográficos o material muerto que pertenecían a los guardaparques y/o los empleados de la empresa que tiene la concesión en el Parque Nacional. El Sistema de Información de Biodiversidad (SIB), es una base de datos en línea gestionada por la Administración de Parques Nacionales de Argentina donde aparecen listados sobre la flora y fauna de cada área protegida. Como cuarta, y última fuente, se consultaron las bases de datos de las colecciones del Portal del Sistemas Nacionales de Datos Biológicos (SNDB) con especial énfasis en las bases de datos del: Museo de La Plata (MLP), Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia (MACN), la Fundación Miguel Lillo (FML) y el Instituto Patagónico para el Estudio de Ecosistemas Continentales (IPEEC).

Para la nomenclatura y sistemática de lagartijas se siguió a Uetz *et al.* (2018). Para el estado de conservación a nivel nacional de cada especie se utilizó la categorización del estado de conservación de las lagartijas (Abdala *et al.*, 2012) y para



el estado de conservación internacional se consultó la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales (UICN, 2017). Para categorizar los registros de especies de lagartijas según su presencia en el PNT se utilizaron dos categorías: a) *especie confirmada*: su registro fue confirmado mediante el registro en colecciones biológicas (con voucher) y observación directa (relevamiento a campo, fotografías) y b) *especie no confirmada*: sin registro en colecciones biológicas (sin voucher). Por último, según la cantidad de registros obtenidos en el campo se clasificó la frecuencia de observación en: a) *rara* (1 a 3 registros); b) *común* (4 a 15 registros) y c) *abundante* (más de 15 registros). Para describir la preferencia de hábitat de las especies se establecieron dos categorías: a) *especialistas* y b) *generalistas*. Fueron consideradas especies especialistas aquellas que solo fueron encontradas asociadas a un solo tipo de hábitat (A, B o C). En cambio, las especies generalistas, estuvieron asociadas a más de un tipo de hábitat (por ejemplo, hábitat AB, AC, BC, AC o ABC).

RESULTADOS

Pude confirmar la presencia de 15 especies de lagartijas para el PNT (Tabla 1) junto con su tipo de hábitat. En la Tabla 1, también se incorporaron 5 especies en la categoría de no confirmada. En la Figura 4, se puede observar que existen especies especialistas (6 especies para la unidad de hábitat A, 1 especie para la unidad de hábitat B, 2 especies para la unidad de hábitat C) y otras generalistas a las que se las puede encontrar en más de una unidad de hábitat (Fig. 5). Por ejemplo, *Liolaemus talampaya*, es un ejemplo de la primera situación, ya que es una lagartija especialista y endémica del PNT, que sólo fue encontrada en la unidad de hábitat B.

Con respecto al análisis de la metodología utilizada para determinar la presencia de las especies confirmadas, el 100% de las mismas fue determinada a partir del relevamiento bibliográfico. Sin embargo, solo un 88% de estas 15 especies fueron registradas en el campo como producto exclusivamente de los muestreos (Fig. 6). De las especies registradas a campo en el marco de esta tesis, el 80% fue registrado mediante trampas y el 20% restante mediante búsquedas activas.

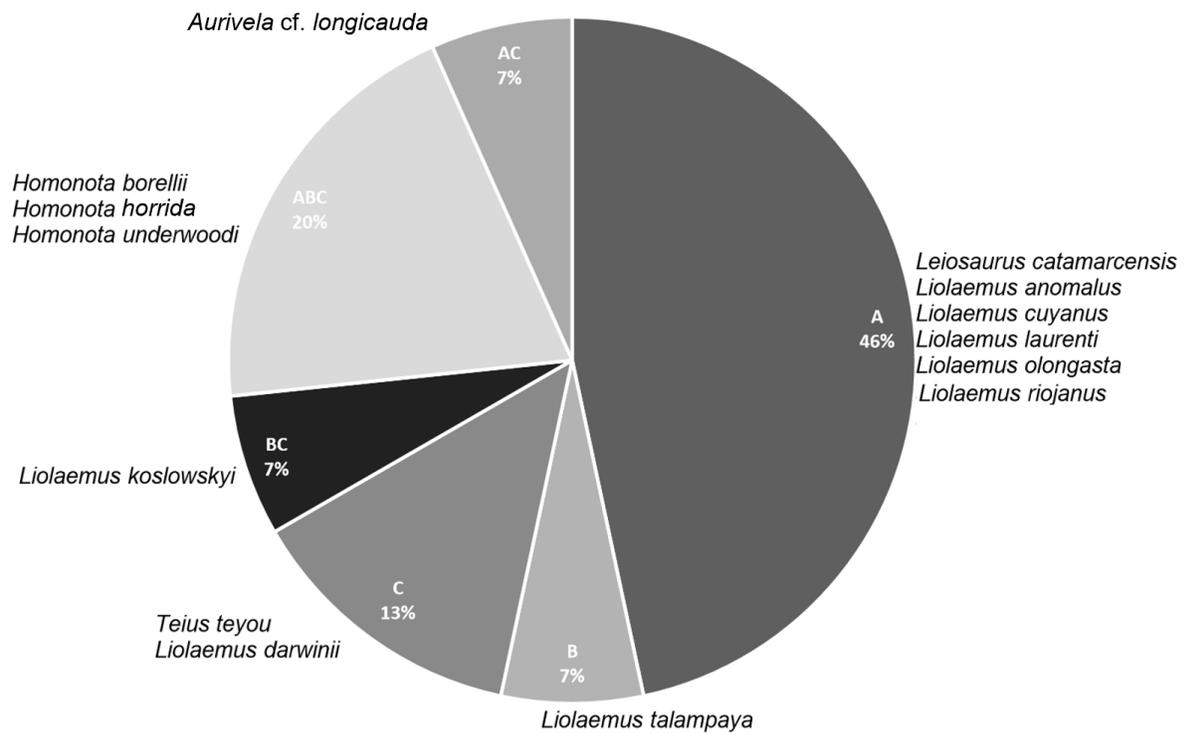


Figura 4. Distribución de especies por tipo de hábitat. *A*: tipo de hábitat que presenta arena suelta, en un sistema de dunas activo y el tipo de vegetación que predomina son los pequeños arbustos. *B*: representa las áreas de cañones y montañas, con suelo formado por arena roja mezclada con fragmentos de roca y la vegetación caracterizada por arboles de algarrobo. *C*: el suelo es rocoso, no se observa sedimento rojo ni dunas de arena, predominan las jarillas y los cactus. Las combinaciones de estos indican las diferentes selecciones de hábitat por partes de las especies, prefiriendo algunas solamente dos tipos de hábitat (BC,AC) y otras los tres (ABC).



Figura 5. Fotografía de especies especialistas (*Liolaemus darwini*, *Leiosaurus catamarcensis*, *Liolaemus anomalus* y *Liolaemus talampaya*) y generalista (*H. underwoodi*).

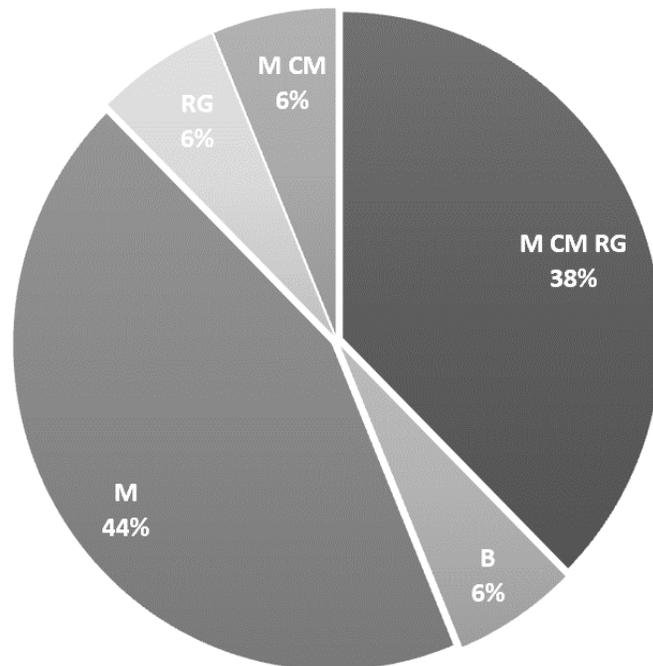


Figura 6. Distribucion de especies por fuente de información del registro. B (bibliografía), M (registro en el campo: trampas, transectas, observación ocasional), CM (colección museo), RG (Reporte guardaparques).



Tabla 1. Lista de las especies de lagartijas del Parque Nacional Talampaya. Presencia: C (especie confirmada) o P (especie no confirmada). Tipo de hábitat. A: arena suelta, dunas y pequeños arbustos. B: áreas de cañones y montañas con vegetación caracterizada por algarrobo. C: el suelo es rocoso, sin arena, predominan las jarillas y los cactus. Fuente de información: B (bibliografía), M (registro en el campo: trampas, transectas, observación ocasional), CM (colección museo), FG (Foto tomada por los guardaparques). Frecuencia de observación: R (rara), C, (común), A (abundante). Estado de conservación: DD (insuficientemente conocida); LC (no amenazada); NE (no evaluada) o VU (vulnerable).

Especie	Nombre común	Presencia	Tipo de hábitat	Fuente de información	Frecuencia de observación	Estado de Conservación	
						Nacional	Internacional
Orden Squamata							
Infraorden Iguania							
Familia Leiosauridae							
<i>Leiosaurus catamarcensis</i> (Koslowsky, 1898)	Chelco arenero	C	A	B-M-CM-FG	R	NA	NA
<i>Pristidactylus fasciatus</i> (D'Orbigny & Bibron, 1837)	Iguanita verde	C	?	?	-	IC	IC
Familia Liolaemidae							
<i>Liolaemus anomalus</i> (Koslowsky, 1896)	Lagartija salinera	C	A	B-M-CM-FG	R	VU	NA
<i>Liolaemus chiliensis</i> (Lesson, 1830)	Lagarto llorón	P	?	?	-	NA	NA
<i>Liolaemus cuyanus</i> (Cei & Scolaro, 1980)	Lagartija cuyana	C	A	B-M-CM-FG	A	NA	NA
<i>Liolaemus darwini</i> (Bell, 1843)	Lagartija de Darwin	C	C	B-M	C	NA	NA
<i>Liolaemus elongatus</i> (Koslowsky, 1896)	Lagartija de cola larga	P	?	?	-	NA	NE
<i>Liolaemus koslowskyi</i> (Etheridge, 1993)	Lagartija de hombros negros	C	B-C	B-M-CM-FG	A	NA	NA
<i>Liolaemus laurenti</i> (Etheridge, 1992)	Lagartija arenera	C	A	B-M-CM-FG	A	NA	NA
<i>Liolaemus olongasta</i> (Etheridge, 1993)	Lagartija olongasta	C	A	B-M-CM	A	NA	NA



<i>Liolaemus riojanus</i> (Ceí, 1979)	Lagartija riojana	C	A	B-M	A	VU	NA
<i>Liolaemus talampaya</i> (Avila, Morando, Perez & Sites, 2004)	Lagartija de Talampaya	C	B	B-M-CM-FG	R	NA	NA
Familia Tropiduridae							
<i>Tropidurus spinulosus</i> (Cope, 1892)	Lagarto trepador espinoso	P	?	?	-	VU	NE
Infraorden Gekkota							
Familia Phyllodactylidae							
<i>Homonota borellii</i> (Peracca, 1897)	Geko norteño	C	A-B-C	B-M	C	NA	NA
<i>Homonota horrida</i> (Burmeister, 1861)	Geko salamanca	C	A-B-C	B-M	C	NA	NA
<i>Homonota underwoodi</i> (Kluge, 1964)	Geko del monte	C	A-B-C	B-M	A	NA	NA
Infraorden Scincomorpha							
Familia Gymnophthalmidae							
<i>Cercosaura schreibersii</i> (Wiegmann, 1834)	Lagartija parda	P	?	?	-	NA	NA
Familia Teiidae							
<i>Aurivela cf. longicauda</i> (Bell, 1843)	Ututu coluda	C	A-C	B-M	A	NA	NA
<i>Teius teyou</i> (Daudin, 1802)	Lagartija verde chaqueña	C	C	B	-	NA	NE
<i>Salvator rufescens</i> (Günther, 1871)	Lagarto overo colorado	P	C	B-FG	-	NA	NE



CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN

La lista de especies de lagartijas resultante de este trabajo representa un registro actualizado para el PNT. Si bien se contaba con un listado de especies para el PNT publicado en el SIB, este se encontraba desactualizado y poseía registros de especies incorrectos (análisis que se desarrollará a continuación). Existen especies que figuran para el PNT por primera vez en el plan de manejo del año 2001 y que se continuaron citando para el área desde ese momento, pero nunca fueron registradas en el campo. Estas especies son las que opte por clasificar bajo la categoría de *no confirmadas*, y son: *Liolaemus chiliensis*, *Liolaemus elongatus* y *Cercosaura schreibersii* que fueron a su vez, cargadas al SIB por personal de parques como especies presentes. En cuanto a *Liolaemus chiliensis*, esta especie habita la parte suroeste de Argentina y hasta hoy no había sido registrada para el noroeste de Argentina. Además, es una especie característica de los bosques andinopatagónicos (Avila, *com. pers.*) por lo tanto debería ser eliminada de la lista de especies consideradas para el área. Algo similar sucede con *Liolaemus elongatus*, para la cual existen registros para la Patagonia argentina (Minoli *et al.*, 2013), pero no existen registros de esta especie para la provincia de La Rioja. Con respecto a *Cercosaura schreibersii*, se puede encontrar en las montañas de las provincias adyacentes (Ceï, 1993), pero al momento no existen registros sobre su presencia en la provincia de La Rioja. Luego de un exhaustivo trabajo de campo, *Liolaemus chiliensis*, *Liolaemus elongatus* y *Cercosaura schreibersii* no fueron encontradas. Por lo tanto, considero que las mismas deberían retirarse del SIB hasta que se compruebe lo contrario.

Una situación diferente ocurre con otras dos especies de lagartijas que también figuran en el SIB como habitantes del PNT y que, si bien no fueron detectadas en el marco de esta tesis, tienen presencia confirmada para la provincia de La Rioja (Cruz *et al.*, 2012). Estas especies son *Tropidurus spinulosus* y *Salvator rufescens*. Respecto a *Tropidurus spinulosus*, es un lagarto arbóreo, aunque a veces se encuentran en zonas rocosas, con presencia confirmada en la provincia de La Rioja (Cruz *et al.*, 2012). La existencia de zonas con árboles dentro del PNT podría hacer de esta área un sitio probable de ocupación de esta especie. Sin embargo, los registros de esta especie



para la provincia de La Rioja son escasos (Cruz *et al.*, 2012). En el caso de *Salvator rufescens*, hay registros de los guardaparques que indican la presencia de un lagarto de gran tamaño (mayor a 50 cm) en la parte sur del parque, los cuales podrían corresponder a esta especie (Narvaéz, *com. pers.*). Aproximadamente a 15 kilómetros del límite sur del PNT, esta especie fue vista asoleándose cerca de la ruta, registro que podría indicar la presencia *S. rufescens* también para el PNT. Por lo tanto, si bien la presencia de ambas especies aún no ha sido confirmada, considero probable su presencia en el PNT, y sugiero especial atención a la potencia presencia de las mismas.

La mayor cantidad de especies de lagartijas confirmadas para el PNT pertenecen al género *Liolaemus* (Squamata: Iguania), uno de los grupos de reptiles más diversos de Sudamérica, con más de 260 especies descritas en la actualidad para la República Argentina (Avila *et al.*, 2010; Abdala *et al.*, 2012, Abdala & Quinteros, 2014). Este género posee características muy variadas, existiendo especies ovíparas y vivíparas; insectívoras, herbívoras, o incluyendo ambos tipos de dietas; que viven en ambientes saxícolas, psamófilos, o combinaciones de estos y, algunas sexualmente dimórficas y otras no (Abdala, 2005). Dentro del parque observé que algunas especies en sitios de dunas activas (tipo de hábitat A) exclusivamente (*Liolaemus anomalus*, *Liolaemus cuyanus*, *Liolaemus laurenti*, *Liolaemus olongasta* y *Liolaemus riojanus*). En cambio, otras solo se encontraron en sitios rocosos (tipo de hábitat B): *Liolaemus darwini* y *Liolaemus kosloswskyi*. De acuerdo a la frecuencia de registro de las especies de este género, se pueden detectar especies más raras, comunes y abundantes cada unidad de hábitat. Por ejemplo, en la unidad de hábitat A, *Liolaemus cuyanus* fue una de las especies más abundante durante los muestreos. Por otro lado, *Liolaemus anomalus* fue la especie más rara ya que solo fue vista en el campo en 1 o 2 ocasiones en la misma unidad de hábitat durante todo el trabajo de campo realizado para la tesis (muestreos desde el año 2016 – 2018, inclusive).¹

¹ Análisis comparativos sobre las abundancias de las distintas especies serán realizados en el módulo II, capítulo IV.



La única especie endémica y por lo tanto protegida por el PNT es *Liolaemus talampaya*. Esta fue descrita en el año 2004 por Avila *et al.*, y fue colectada como fruto de la invitación por la Administración de Parques Nacionales con el objetivo de realizar la línea de base luego del plan de manejo del 2001 (Avila, *com. pers.*) Hasta el momento, no existe información sobre su historia natural. Sin embargo, se estima que su dieta es insectívora, pero se desconocen más datos sobre su biología y reproducción (Cruz *et al.*, 2012). Durante los relevamientos en el campo, pude detectar que la especie se encuentra solamente en las zonas de cañones (tipo de hábitat B) con cierta fisonomía particular. Se pudieron identificar tres poblaciones, localizadas en dos sectores. La primera en Pizarrones, donde solo se detectó un individuo macho juvenil. Las otras dos en Cajones, que es un cañón que ya no recibe visitas turísticas debido a que se encuentra a gran distancia del ingreso al PNT y el camino no se encuentra siempre en buen estado por ser el lecho de un río. En la primera población, se detectó un individuo macho juvenil y en la segunda, ubicada a aproximadamente 1km, una pareja de adultos.

Los resultados obtenidos en este capítulo podrían ser utilizados para realizar la línea de base del grupo reptiles para el PNT. Debido a que proporciona información sobre la distribución de las distintas especies según categorías de hábitats, representa una herramienta útil para que los guardaparques sepan que especies resultan más abundantes en cada sector de hábitat. Incorporar en esta lista el estado de conservación de las especies, nacional e internacional, es una forma de conocer si el PNT protege alguna especie con algún grado de amenaza y en qué estado se encuentran estas poblaciones dentro de un área protegida.



MÓDULO I

ASPECTOS POBLACIONALES DEL ENSAMBLE DE LAGARTIJAS DEL PNT



CAPÍTULO II

DENSIDAD DE LAGARTIJAS PSAMÓFILAS DEL PNT: EFECTO DE LAS RUTAS

RESUMEN - Existen diversas metodologías para estudiar la abundancia de las poblaciones animales. Los muestreos basados en transectas son de fácil aplicación y muy útiles para estimar la densidad y el tamaño poblacional. El objetivo general de este capítulo es estimar la densidad poblacional de las especies psamófilas pertenecientes a dos sitios dentro del Parque Nacional Talampaya (PNT). Se planteó como hipótesis general la existencia de diferencias en cuanto a la densidad debido al impacto de las rutas que presenta un sector del área protegida. Se clasificaron las unidades de hábitat según el tipo de sustrato y la vegetación de cada sector del PNT. El estudio se desarrolló en dos sectores de dunas activas del PNT: un sitio cercano a la RN76 y otro alejado a la misma. Para la estimación de la densidad poblacional se aplicaron muestreos de distancia: se registró la distancia a la que los individuos fueron detectados, y se modelaron los datos obtenidos con el programa Distance 7.1. Solo se obtuvo el número mínimo de datos para generar modelos robustos para tres especies: *Liolaemus olongasta*, *Liolaemus cuyanus* y *Aurivela cf. longicauda*. Los resultados de los análisis de distancia presentados en este capítulo representan la primera estimación de densidad y tamaño poblacional para estas especies de lagartijas del PNT. El tamaño total de cada población por tipo de hábitat sería de 6.561.000 individuos para *Liolaemus olongasta* y para *Liolaemus cuyanus* sería de 648.000 individuos, para las 81.000 hectáreas que ocupa el tipo de hábitat con dunas dentro del PNT. Mientras que el tamaño total de la población de *Aurivela cf. longicauda*, que se encuentra en dos tipos de hábitat (con dunas de arena y con suelo sin arena es de 762.400 individuos para las 95.300 hectáreas. Si bien la metodología de distancia fue de fácil aplicación en el área de estudio, los resultados obtenidos para las últimas dos especies, no reflejan los valores reales de densidad de las especies estudiadas. Para obtener valores más precisos de densidad, se recomienda utilizar los muestreos a distancia combinados con alguna otra metodología.



DENSIDAD DE LAGARTIJAS PSAMÓFILAS DEL PNT: EFECTO DE LAS RUTAS

MARCO TEÓRICO

En los últimos años, la ecología vial se ha dedicado a estudiar y comprender la interacción que existe entre las rutas y la vida silvestre (Baxter-Gilbert *et al.*, 2015). Actualmente, las rutas son consideradas una de las modificaciones de hábitats más grandes a nivel mundial y se predice que la superficie que estas cubren seguirá aumentando en kilómetros a lo largo de los próximos años (Paterson *et al.*, 2019). La presencia de rutas trae consecuencias importantes para la vida silvestre (Forman & Alexander, 1998; van der Ree *et al.*, 2011), incluidas las colisiones de los vehículos con los individuos, que en ocasiones causan la mortalidad de los mismos, conduciendo a una disminución de la población (Gibbs & Shriver, 2002; Row *et al.*, 2007; Fahrig & Rytwinski, 2009). La mayoría de los estudios realizados a nivel mundial sobre la relación de las rutas con los reptiles están enfocados en estudiar las colisiones de vehículos con reptiles resultando en la disminución de poblaciones de reptiles (Rosen & Lowe, 1994; Haxton, 2000; Gibbs & Shriver, 2002; von Seckendorff Hoff & Marlow, 2002) y cambios en la estructura de la población (Gibbs & Steen, 2005). A pesar de su importancia, en Argentina este tipo de estudios aún resulta escaso.

Sin embargo, existe en nuestro país, un trabajo realizado por Vega *et al.* (2000), en el cual estudian el efecto que se produce en la abundancia de un ensamble de lagartijas relacionado con la construcción de una ruta en un sitio de dunas costeras en el este de la provincia de Buenos Aires. Para ello, realizan relevamientos en el campo antes de la construcción del camino y siete años después. En sus resultados muestran que existe una diferencia entre los valores de abundancia de las especies antes y después de la creación de la misma. Para la realización de este estudio se enfocan en los parches de hábitat disponibles para las especies de lagartijas, y no en la distancia de los individuos a la ruta. Aunque este trabajo aborda la problemática desde otro punto de vista, este tipo de investigaciones muestran cuán importante es poder conocer el tamaño de una población / abundancia, para poder luego analizar los efectos que las



potenciales amenazas podrían ejercer sobre los mismos (Zug *et al.*, 2001; Smolensky & Fitzgerald, 2010). Actualmente no existe información sobre la densidad ni tamaño poblacional para ninguna de las especies de lagartijas presentes en el Parque Nacional Talampaya (PNT) debido a que no se han realizado estudios ecológicos ni poblacionales en el área (Pfoh, *com. pers.*).

A pesar de que se conocen las consecuencias que la presencia de rutas ejerce sobre las poblaciones animales, no ha habido una evaluación a gran escala de cómo estas afectan la densidad / abundancia del ensamble de lagartijas dentro del PNT. La RN76 atraviesa al PNT en toda su extensión, fragmentándolo en dos partes, resultando en una amenaza a las poblaciones de lagartijas. Por la misma circula una diversa cantidad de vehículos durante todo el año, desde camiones hasta vehículos particulares.

Por lo tanto, en este marco, es sumamente necesario comenzar a estudiar a estas poblaciones para conocer el estado en el que se encuentran, para poder detectar declinaciones de especies o simplemente para comprender las tendencias poblacionales dentro del área protegida. En vista de esta problemática, en el presente trabajo se busca evaluar cómo afecta la RN76 a estas poblaciones de lagartijas del PNT. Se seleccionarán sitios que se encuentran a distinta distancia de las rutas y se tendrá en cuenta el tamaño poblacional (número de individuos) y la densidad poblacional (número de individuos por unidad de área) debido a que son consideradas dos de las medidas básicas más importantes a tener en cuenta en el estudio de las poblaciones (Krebs, 1999; Zug *et al.*, 2001). Se utilizarán métodos basados en transectas, para la estimación de estos parámetros, que se basan únicamente en la tasa de encuentro y las diferencias en la detectabilidad de los individuos (Pollock & Otto, 1990; Buckland *et al.*, 2001).



OBJETIVO GENERAL

Estimar los tamaños poblacionales de las especies *Liolaemus cuyanus*, *Liolaemus olongasta* y *Aurivela cf. longicauda* en dos sitios dentro del PNT sometidos a diferente grado de disturbio por su cercanía a la RN76.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Estimar la densidad y probabilidad de detección de *Liolaemus cuyanus*, *Liolaemus olongasta* y *Aurivela cf. longicauda* en PNT.
2. Utilizar los resultados obtenidos para estimar el tamaño poblacional de estas especies en los arenales del área protegida.
3. Comparar los valores de densidad observados entre un sitio cercano y otro alejado con respecto a la RN76.

HIPÓTESIS

1. Existen diferencias en la densidad y en la detectabilidad entre sectores cercanos a la RN76 (sitio con disturbio) y sitios alejados de estos disturbios dentro del área protegida (sitio sin disturbio) con fisonomías similares. Esta hipótesis predice que la abundancia de las especies blanco será menor en sitios con disturbios.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

Se seleccionaron dos sitios dentro del PNT, para resolver los objetivos planteados. Como sitio con disturbio, se trabajó en las cercanías de la entrada al área protegida incluyendo el terreno comprendido entre la RN76 y la ruta de acceso al área



protegida; y todo el sector que abarca el Sendero del Triásico y el Sendero del Monte (Fig. 1, recuadro A). Por otro lado, el sitio alejado de la RN76 es un área del parque a la que el público no puede acceder. Esta se encuentra a 5km de la entrada al área protegida (distancia perpendicular a la RN76) y a 0.50m de distancia perpendicular (con respecto al camino interno) (Fig. 1, recuadro B).

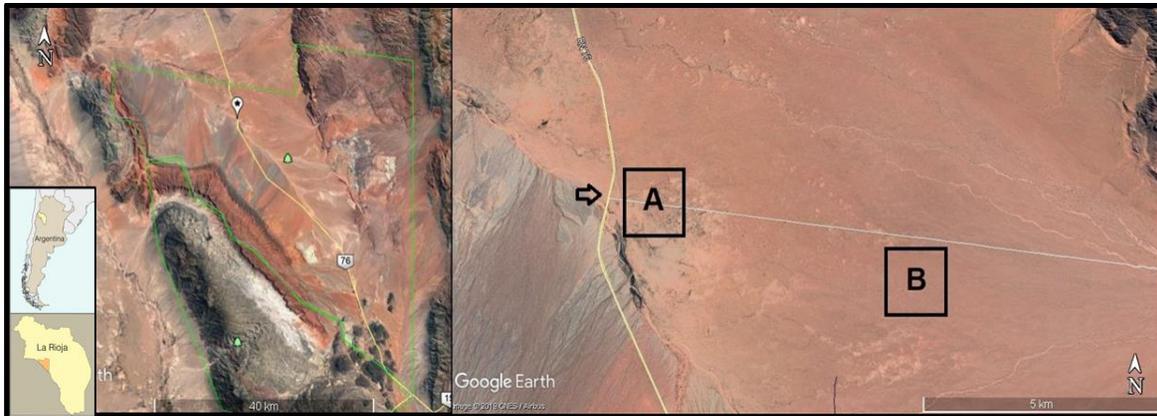


Figura 1. Imagen satelital donde se observan los sitios muestreados. Izquierda: mapa general del PNT. La estrella del mapa indica la intersección de las rutas. Derecha: el mapa muestra una imagen ampliada de la intersección de las rutas. Sitio A, corresponde al sitio con disturbio (cercano a la RN76) y el sitio B, al sitio sin disturbio (alejado de la RN76). La flecha negra indica el acceso al PNT. RN76: línea amarilla. Camino interno: línea blanca.

MUESTREOS Y DATOS CONSIDERADOS

Para estimar y comparar la densidad entre sitios de muestreo (con y sin disturbio) utilicé la metodología de muestreo de distancia (*Distance Sampling*). Se utilizó un diseño de muestreo consistente en una grilla de transectas dispuestas en forma sistemática, paralelas a la RN76, divididas en dos sectores. Para cada sector se establecieron 15 transectas separadas entre sí por una distancia de 100 m entre paralelas, a fin de asegurar la independencia de las mismas y con una longitud de 1000 m ($n = 30$ transectas / sector / año muestreado). Durante cada muestreo, dos observadores caminaron a lo largo de la línea central de cada transecta registrando la distancia perpendicular (con un nivel de precisión de 1 cm, Fig. 3) de cada lagartija detectada, con respecto a la línea central (Kacoliris, 2009). Un tercer observador caminó 5 m por detrás de los dos primeros, arrastrando los pies en la arena, con el fin



de ayudar a detectar cualquier lagartija que, por hallarse enterrada, pudiera ser no detectada por parte de los dos primeros observadores. Esta técnica apunta a lograr una detectabilidad máxima sobre la transecta, lo cual representa uno de los supuestos básicos del método de distancia. El punto de partida de cada muestreo, sobre las transectas, fue a 0.5 m de la ruta interna del APN Talampaya y fue determinado en forma aleatoria. El esfuerzo aplicado fue de 30 días/persona, en cada muestreo.

Para poder determinar eficientemente a las lagartijas a lo largo de las transectas, los observadores fueron previamente capacitados. Para esto se generaron guías de observación y se realizaron muestreos preliminares hasta confirmar que todos los observadores pudieran determinar a las distintas especies de las lagartijas. En caso de que surgieran dudas al momento del muestreo, se le tomaba una fotografía al individuo, que era determinada *a posteriori*.

Cada vez que un individuo fue detectado, se registró: a) el sexo (macho, hembra o indeterminado en base a caracteres relacionados a la coloración de los individuos, según Cei, 1993); b) la edad según el tamaño evidente se clasificó en juvenil o adulto, y; c) la distancia perpendicular con una cinta métrica (precisión de 1 cm) (Fig. 2). A su vez, a cada set de datos se le incorporó como covariable, el sitio de muestreo: con disturbio (cercano a la RN76) y no con disturbio (lejano a la RN76).



Figura 2. De Izquierda a derecha: midiendo las distancias y determinando una lagartija escondida en el retamo.



Los muestreos, en ambos sitios, fueron realizados bajo condiciones climáticas similares: soleados, cielo despejado y vientos leves a moderados (Kacoliris, 2009). En todos los casos, los muestreos fueron bimodales (a la mañana y a la tarde, evitando los picos de calor que en el área alcanzan temperaturas de más de 40° C), comenzaron aproximadamente a las 09:30 hasta las 12:00 momento en que no se observó más actividad, y se retomaron a las 16:00 hasta las 19:30 horario en que la actividad comienza a disminuir.

ESPECIES SELECCIONADAS

El primer objetivo fue poder desarrollar los análisis de distancia para la mayoría de las especies presentes en el ensamble. Sin embargo, para varias especies, no se alcanzó el número mínimo recomendado de detecciones para generar modelos robustos, el cual es de 60 (Buckland *et al.*, 2001). Debido a esto, solo se trabajó con aquellas especies para las cuales se logró generar una cantidad de detecciones mayores a 60, las cuales incluyeron a *Liolaemus cuyanus*, *L. olongasta* y *Aurivela cf. longicauda*.

ANÁLISIS DE DISTANCIA

Los muestreos por distancia presentan tres supuestos principales que deben ser verificados (Buckland *et al.*, 2001, Kacoliris, 2009): 1) la probabilidad de detección de individuos sobre la línea central debe ser igual a uno; 2) los individuos son detectados en su posición original (previo a cualquier movimiento de los mismos), y; 3) las medidas de distancia son registradas en forma exacta (Fig. 3). Para corroborar el primer supuesto *a priori*, la responsabilidad del tercer observador fue la de asegurar que todos los individuos sobre la línea central fueran registrados, favoreciendo la detección máxima sobre la línea central. Debido a su importancia, el supuesto de detección de los individuos en su posición original se corroboró alternativamente, *a posteriori*, utilizando el criterio de forma, basado en el análisis de histogramas de distancia (Buckland *et al.*, 2001). Se construyeron histogramas para determinar la



posible existencia de falta de observaciones a la distancia cero. Para corroborar el segundo supuesto, se descartaron aquellos casos en los cuales se registraron individuos ya en movimiento, sin poder determinar el punto original de partida. Para el tercer supuesto se fijaron los rumbos de las transectas previamente y se registraron los datos de manera precisa con cinta métrica. Para propiciar un mejor ajuste de los modelos a los datos se aplicó por defecto una *right-truncation*, descartando así los valores extremos. En caso de detectar una baja cantidad de detecciones a distancias cercanas se aplicará una *left-truncation* para un mejor ajuste de los datos. Estos ajustes serán desarrollados siguiendo las recomendaciones de Buckland *et al.* (2001).

Para la selección del mejor modelo de distancia se aplicó el siguiente algoritmo: a) sobre el modelo convencional de muestreo de distancia (CDS) (Buckland *et al.*, 2001), se testeó el ajuste de los datos de cada muestreo a los tres principales modelos de distancia: *Half-normal*, *Negative exponential* y *Hazard-rate* (cada uno fue testeado con la serie de expansión coseno, *simple polynomial* y *hermite* polinomial); b) el ajuste de los datos a cada modelo fue evaluado mediante tests de Chi-cuadrado, Kolmogorov-Smirnov y Cramer – Von Mises, para una significancia del 95 %; c) para el set de modelos candidatos, se seleccionaron solamente aquellos modelos con buen ajuste ($p > 0,05$) y el resto fue descartado; d) dentro del set de modelos candidatos se seleccionó la función más explicativa en base al Criterio de Información de Akaike (AIC, Akaike, 1973)²; e) tomando como base el modelo con mejor AIC se procedió a testear el efecto de las covariables de manera aislada, mediante la función de muestreo por distancia con múltiples covariables (MCDS); f) en caso de que alguno de los modelos que incluyeran covariables surgiera como modelo mejor rankeado en base al AIC, se incorporarían al mismo el resto de las covariables y se reevaluaría el rank de modelos en base nuevamente al AIC. Tanto el diseño de muestreo como el análisis de los datos se efectuó siguiendo las recomendaciones de Buckland *et al.* (2001) y utilizando el programa Distance 7.1 (Thomas *et al.*, 2010).

² El menor valor de AIC indica que o bien el modelo se ajusta mejor a los datos experimentales o que es menos complejo, y en realidad una combinación de ambos factores. Por lo tanto, este criterio ofrece un valor objetivo que, de manera relativa, cuantifica simultáneamente la precisión y sencillez del modelo (Martínez *et al.*, 2009).



Por último, se seleccionó al modelo mejor rankeado para llevar adelante las estimaciones de densidad. En caso de que el modelo mejor rankeado fuera alguno que incluye alguna/s covariable/s, se asume que las mismas influyen en la escala de la función de detección, pero no en su forma (Buckland *et al.*, 2015). En otras palabras, estamos asumiendo que las covariables afectan la detectabilidad y por lo tanto tendrían un efecto sobre la densidad. Independientemente de esto, para todos los modelos con covariables, se realizó un análisis estratificado para conocer los valores de densidad diferenciales a fin de evidenciar tendencias aún en casos en los cuales no se puede asumir un efecto.

Finalmente, los valores de densidad fueron extrapolados al área efectiva de hábitat para cada especie a fin de contar con un valor preliminar respecto al tamaño poblacional de estas lagartijas. Para obtener el área se trazaron polígonos de distribución en Google Earth, teniendo en cuenta los tipos de hábitat definidos para cada especie en el capítulo anterior (ver metodología capítulo I). Con ese mismo

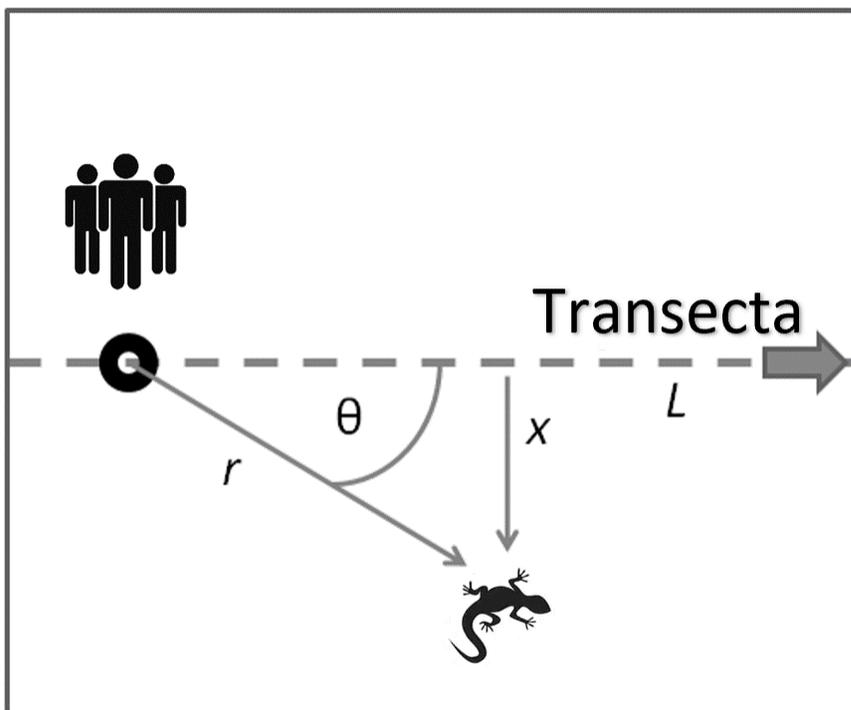


Figura 3. Imagen que ejemplifica la metodología de muestreo a distancia desde una transecta lineal. El/ los observadores detectan a una lagartija y registra la distancia (r). Todas las distancias (x) se utilizan para modelar la detectabilidad.



programa se obtuvo el tamaño del área seleccionada y se multiplicó ese valor por el número de individuos obtenido en los distintos modelos.

RESULTADOS

Se registraron un total de 468 detecciones de las tres especies (Tabla 1) para las cuales se obtuvieron más de 60 ejemplares (siguiendo a Buckland *et al.*, 2001). Se utilizará entonces los registros obtenidos en el campo para *Liolaemus olongasta* (N= 139), *Liolaemus cuyanus* (N= 168) y *Aurivela cf. longicauda* (N= 161). Solo el gráfico para *Liolaemus olongasta* mostró la característica curva con “hombro” (es decir con mayor frecuencia de detecciones a distancias cercanas), sugiriendo que las lagartijas sobre la transecta efectivamente fueron detectadas en su posición original (Fig. 4). Situación contraria se observa para las especies *Liolaemus cuyanus* (Fig. 5) y *Aurivela cf. longicauda* (Fig. 6), donde no se observa una mayor frecuencia a distancias cercanas de los individuos. Para un mejor ajuste de los datos se realizó una *left-truncation* descartando observaciones menores a 100cm para *Liolaemus cuyanus* y descartando observaciones menores a 200cm para *Aurivela cf. longicauda*.

Tabla 1. Lista de especies muestreadas con esta metodología, con su abundancia, obtenida para cada sitio muestreado.

Especies	Sitio con disturbio	Sitio sin disturbio	Total
<i>Liolaemus anomalus</i>	2	1	3
<i>Liolaemus cuyanus</i>	64	75	139
<i>Liolaemus olongasta</i>	76	92	168
<i>Liolaemus laurenti</i>	20	12	32
<i>Liolaemus riojanus</i>	9	30	39
<i>Aurivela longicauda</i>	67	94	161
<i>Homonota underwoodi</i>	0	1	1

Considerando las estimaciones realizadas mediante la metodología propuesta, la densidad de lagartijas a lo largo del PNT sería de 8 individuos por hectárea para las especies *Liolaemus cuyanus* y *Aurivela cf. longicauda* y de 81 individuos para



Liolaemus olongasta. Teniendo en cuenta que el tipo de hábitat A abarca un área aproximada de 81.000 hectáreas, las poblaciones de *Liolaemus olongasta* y *Liolaemus cuyanus* que se encuentran en ése área (especies especialistas, ver capítulo I), tendrían un tamaño poblacional de 6.561.000 para *Liolaemus olongasta* y de 648.000 individuos para *Liolaemus cuyanus*. Mientras que *Aurivela* cf. *longicauda* (especie generalista, ver capítulo I), que se encuentra en el tipo de hábitat AC (siendo la medida del hábitat C aproximadamente 14.300 hectáreas), el hábitat AC mide unas 95.300 hectáreas, con un tamaño total de la población de 762.400 individuos.

LIOLAEMUS OLONGASTA

Para la especie *Liolaemus olongasta*, el 38% de las lagartijas registradas fueron hembras adultas y el 55% machos adultos. De esta forma el 7% de los individuos restantes no pudieron ser determinados. Los individuos adultos registrados corresponden al 82% y los juveniles al 18%. Con respecto a la probabilidad de detectar a los individuos de esta especie dentro del PNT, se obtuvo un valor de 46.2 y una tasa de encuentro de 53.8. En cambio, para la probabilidad de detectar a la misma especie

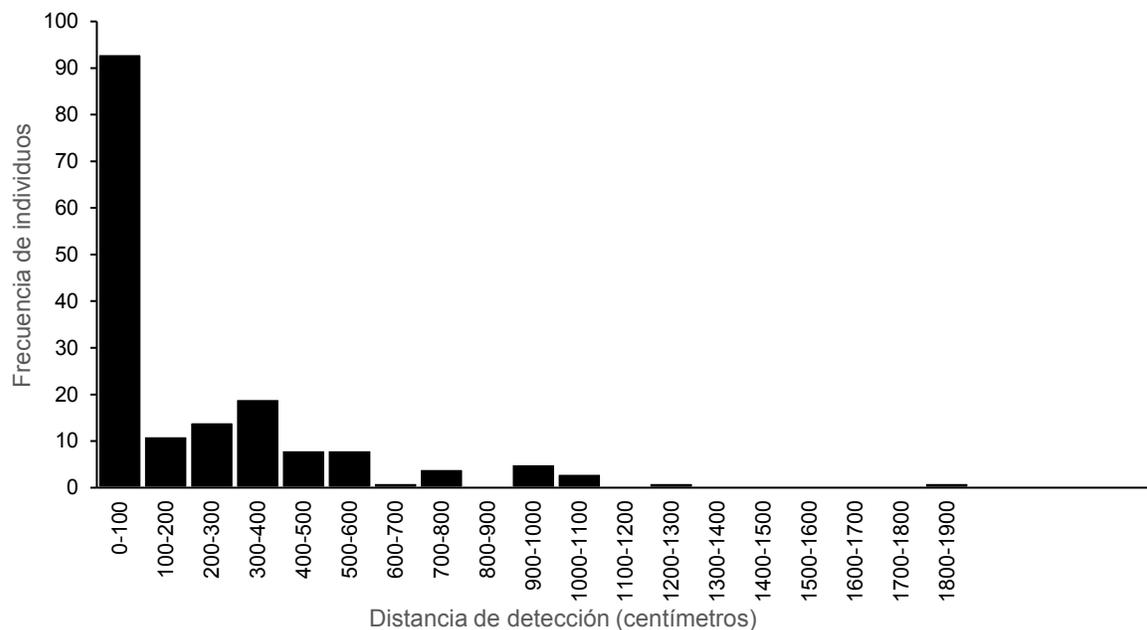


Figura 4. Gráfico de detecciones para *Liolaemus olongasta*.



Tabla 2. Estimaciones de densidad por modelos para *Liolaemus olongasta*. AIC = valor de Akaike; Δ AIC = delta Akaike (diferencia entre AIC y el mínimo valor de AIC obtenido); D = valor de densidad; ICI = intervalo de confianza inferior al 95%; ICS = intervalo de confianza superior al 95%; CV = coeficiente de variación.

	Δ AIC	AIC	D	ICI	ICS	CV
Modelos sin y con covariables						
<i>Hazard Rate Coseno</i>	0.00	1934.09	80.29	59.00	109.5	0.15
<i>Hazard Rate Coseno Sitio</i>	315.9	1618.19	245	177.714	337.78	0.16
<i>Hazard Rate Coseno Edad</i>	42.25	1976.34	-	-	-	-
<i>Hazard Rate Coseno Sexo</i>	47.28	1981.37	69.34	51.33	93.67	0.15
<i>Hazard Rate Hermite polynomial</i>	38.35	1972.44	69.42	50.62	95.21	0.16
<i>Hazard Rate Simple polynomial</i>	38.57	1972.66	71.99	52.59	98.56	0.16
<i>Negative Exponential Hermite polynomial</i>	183.66	2117.75	23.73	18.29	30.79	0.13
<i>Negative Exponential Coseno</i>	187.73	2121.82	23.28	17.95	30.20	0.13
<i>Half Normal Coseno</i>	253.89	2187.98	13.41	10.41	17.26	0.12
<i>Half Norma Simple polynomial</i>	272.16	2206.25	11.65	9.07	14.97	0.12
<i>Half Normal Hermite polynomial</i>	302.89	2236.98	9.42	7.38	12.01	0.12

por sitio, se obtuvo un valor de 21 para el sitio con disturbio; en contraste con el 42.4 obtenido para el sitio sin disturbio.

LIOLAEMUS CUYANUS

Del total de las lagartijas registradas para la especie *Liolaemus cuyanus*, un 23% son hembras adultas, un 34% son de sexo indeterminado y el 43% son machos adultos. En este caso, los individuos adultos capturados corresponden al 53% y los juveniles al 47%, destacándose una mayor cantidad de individuos juveniles para esta especie con respecto a la anterior. *Liolaemus cuyanus* presentó una probabilidad de detección total del 36.4. Para el sitio con disturbio presenta una probabilidad de detección de 12.9, a diferencia del sitio sin disturbio que presenta un valor de 7.5.

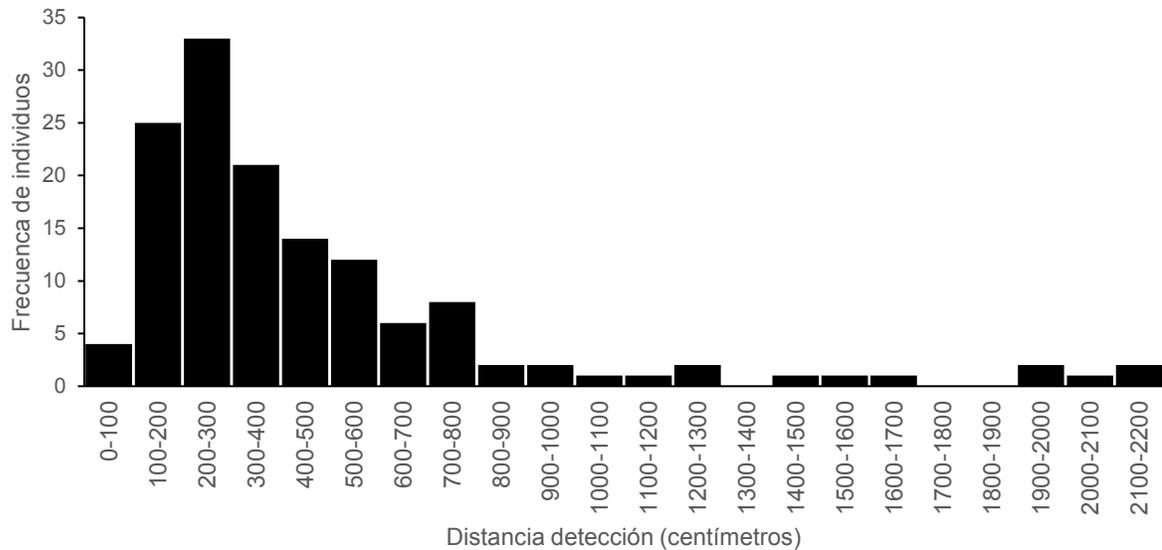


Figura 5. Gráfico de detecciones para *Liolaemus cuyanus*.

Tabla 3. Estimaciones de densidad por modelos para *Liolaemus cuyanus*. AIC = valor de Akaike; Δ AIC = delta Akaike (diferencia entre AIC y el mínimo valor de AIC obtenido); D = valor de densidad; ICI = intervalo de confianza inferior al 95%; ICS = intervalo de confianza superior al 95%; CV = coeficiente de variación.

	Δ AIC	AIC	D	ICI	ICS	CV
Modelos sin y con covariables						
<i>Hazard Rate Coseno, truncado izquierdo</i>	0.00	1864.69	7.47	5.42	10.30	0.16
<i>Hazard Rate Coseno Sitio</i>	42.22	1906.91	10.43	7.87	13.80	0.14
<i>Hazard Rate Coseno Edad</i>	39.01	1903.70	5.32	3.94	7.17	0.15
<i>Hazard Rate Coseno Sexo</i>	39.85	1904.54	5.35	3.96	7.21	0.15
<i>Hazard Rate Coseno</i>	0.00	1965.51	5.24	3.70	7.44	0.18
<i>Hazard Rate Simple polynomial</i>	0.66	1966.17	5.28	3.83	7.28	0.16
<i>Hazard Rate Hermite polynomial</i>	0.66	1966.17	5.28	3.83	7.28	0.16
<i>Half Normal Coseno</i>	5.01	1970.52	5.83	4.33	7.85	0.15
<i>Negative Exponential Coseno</i>	5.10	1970.61	5.34	3.97	7.18	0.15
<i>Half Normal Simple polynomial</i>	5.53	1971.04	5.04	3.75	6.78	0.15
<i>Negative Exponential Hermite polynomial</i>	21.67	1987.18	7.08	5.12	9.78	0.16
<i>Negative Exponential Simple polynomial</i>	21.67	1987.18	7.08	5.12	9.78	0.16
<i>Half Normal Hermite polynomial</i>	30.46	1995.97	4.38	3.30	5.81	0.14



AURIVELA CF. LONGICAUDA

La especie *Aurivela* cf. *longicauda* no presenta un dimorfismo sexual detectable a simple vista, a diferencia de las otras dos especies. Por lo tanto, para esta especie no se pudo registrar el sexo, la falta de este registro hace imposible analizar si el sexo tendría algún efecto sobre la densidad. Sin embargo, la edad fue registrada, obteniéndose un 60% de individuos adultos y un 40% de individuos juveniles. *Aurivela* cf. *logicauda* presenta la probabilidad de detección más alta de las tres especies seleccionadas para este estudio con un valor de 54.4. Por sitio se obtuvo un valor de 18 para ambos sitios (con truncado menor a 200cm); de 11 para el sitio sin disturbio (truncado menor a 100cm) y de 16.9 para el sitio con disturbio (truncado menor a 100cm).

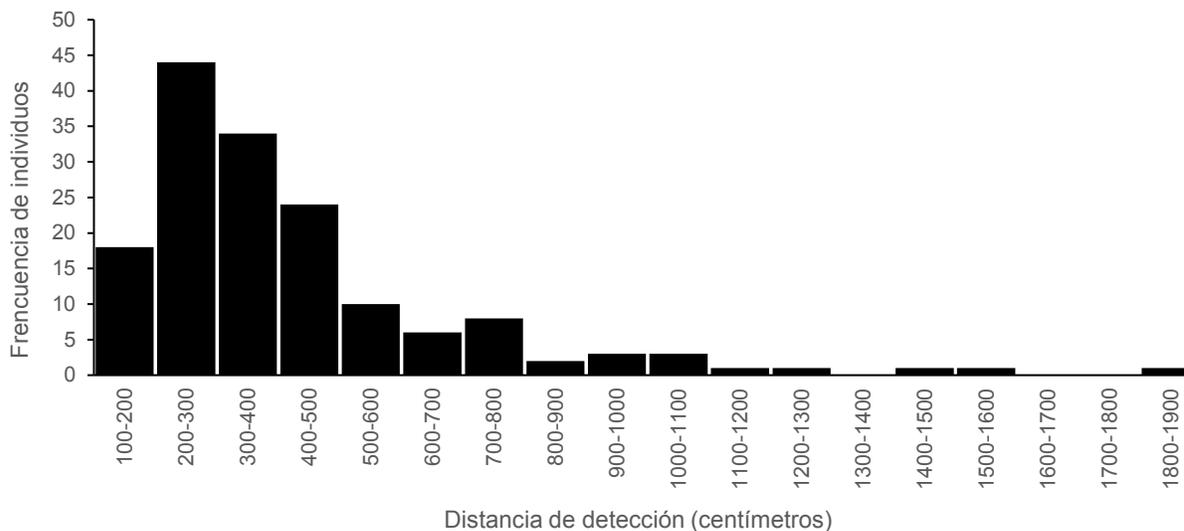


Figura 6. Gráfico de detecciones para *Aurivela* cf. *longicauda*.



Tabla 4. Estimaciones de densidad por modelos para *Aurivela cf. longicauda*. AIC = valor de Akaike; Δ AIC = delta Akaike (diferencia entre AIC y el mínimo valor de AIC obtenido); D = valor de densidad; ICI = intervalo de confianza inferior al 95%; ICS = intervalo de confianza superior al 95%; CV = coeficiente de variación. Truncado izquierdo= observaciones menores a 200.

	Δ AIC	AIC	D	ICI	ICS	CV
Modelos sin covariables						
<i>Hazard Rate Simple polynomial</i> , truncado izquierdo	0.00	1931.62	7.56	5.29	10.80	0.18
<i>Hazard Rate Simple polynomial</i> , truncado izquierdo <i>Sítio</i>	22.6	1954.22	12.28	9.09	16.59	0.15
<i>Hazard Rate Simple polynomial</i> , truncado izquierdo <i>Edad</i>	25.40	1957.01	6.011	4.65	7.76	0.13
<i>Hazard Rate Simple polynomial</i> , truncado izquierdo	306.98	2238.60	6.56	4.84	8.88	0.15
<i>Hazard Rate Simple polynomial</i>	379.08	2310.73	5.12	3.80	6.90	0.15
<i>Hazard Rate Coseno</i>	379.08	2310.73	5.12	3.80	6.90	0.15
<i>Hazard Rate Hermite polynomial</i>	379.08	2310.73	5.12	3.80	6.90	0.15
<i>Half Normal Coseno</i>	388.67	2320.29	5.66	4.27	7.51	0.14
<i>Half Normal Simple polynomial</i>	390.26	2321.88	5.32	4.01	7.07	0.14
<i>Negative Exponential Coseno</i>	392.45	2324.07	5.12	3.88	6.74	0.13
<i>Half Normal Hermite polynomial</i>	397.36	2328.98	4.82	3.67	6.34	0.13
<i>Negative Exponential Simple polynomial</i>	405.71	2337.33	7.50	5.43	10.35	0.16
<i>Negative Exponential Hermite polynomial</i>	405.71	2337.33	7.50	5.43	10.35	0.16

CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN

Los resultados de los análisis de distancia presentados en este capítulo representan la primera estimación de densidad y tamaño poblacional para *Liolaemus olongasta*, *Liolaemus cuyanus* y *Aurivela cf. longicauda* para el PNT. Esta primera estimación es importante en términos de ciencia básica, ya que puede ser tenido en cuenta como datos iniciales para generar una línea de base para estas especies debido a que no se conocía hasta el momento el estado de sus poblaciones.

La hipótesis planteada se testeó para las tres especies seleccionadas. Para *Liolaemus cuyanus* y *Aurivela cf. longicauda* no se puede apreciar un efecto de las covariables sobre la densidad. Sin embargo, para *Liolaemus olongasta*, la densidad si estaría afectada según el sitio con y sin disturbio. Evaluar otras covariables, relacionadas al hábitat (por ejemplo: el tipo de sustrato y la cobertura vegetal) sería interesante para descartar que las diferencias de densidad observadas para esta



especie pudieran deberse solamente a la presencia de la RN76. Además, los datos registrados en el campo, demuestran una leve tendencia en relación a la diferencia de la distribución de las especies de lagartijas psamófilas seleccionadas para este estudio, la cual no queda plasmada en los resultados obtenidos para *Liolaemus cuyanus* y *Aurivela cf. longicauda*, los cuales no reflejarían los valores reales de densidad de las especies estudiadas.

Por otro lado, los resultados de densidad por hectárea obtenidos para las tres especies en el PNT, con esta metodología, son altos para *Liolaemus olongasta* (N= 81 ejemplares, con un límite inferior de 50 y un límite superior de 110) y bajos para *Liolaemus cuyanus* (N= 8, con un límite inferior de 5 y un límite superior de 10) y *Aurivela cf. longicauda* (N= 8, con un límite inferior de 5 y un límite superior de 10), teniendo en cuenta lo planteado por Zug *et al.* (2001), quienes consideran bajas densidades a aquellas menores a 10 individuos por hectárea.

La metodología de distancia fue de fácil aplicación en el área de estudio, sobre todo por los resultados obtenidos a diferencia de otras metodologías (ver capítulo IV) y gracias a la presencia de hábitats abiertos (Kacoliris, 2009). Por otro lado, este método fue efectivo por el hecho de que no se manipularon a los individuos registrados, eximiéndolos del stress y exponiéndolos a un mínimo impacto humano, principalmente por ser un área protegida donde se busca generar el menor disturbio posible ante la presencia de investigadores que circulen por áreas de reserva estricta. Kacoliris (2009) plantea que los métodos de distancia resultan recomendables cuando el objetivo es el de obtener valores de densidad en forma rápida y/o para comparar densidad entre varios sitios, con un menor esfuerzo. En este caso, la aplicación de esta metodología permitió que, solo registrando esa mínima información, se generara una primera aproximación sobre el estado en el que se encuentran las poblaciones de estas especies en dos sitios dentro del PNT.

Smolensky & Fitzgerald (2010) realizan, en un paisaje de dunas similar una comparación de técnicas para estimar la densidad. Ellos concluyen que los muestreos a distancia subestiman los valores de densidad, siendo el primer problema de esta metodología lo planteado por el supuesto 1. En los gráficos obtenidos para las especies



Liolaemus cuyanus y *Aurivela* cf. *longicauda*, puede verse que existe este mismo problema. Debido a esto es que se optó por realizar una *left-truncation* para eliminar aquellos valores extremos obteniendo un mejor ajuste de los datos, ya que no existe un método de verificación a posteriori. Esta podría ser la razón por la cual se obtienen bajos valores de densidad de estas dos especies estudiadas. A pesar de la conclusión de estos autores, existen otros trabajos que plantean una solución a esta problemática. Kacoliris (2009) utilizó, además de un método a priori y uno a posteriori, una comparación con un método externo de captura, marcado y recaptura (CMR) para que, en base a los valores de densidad estimados, asumir el cumplimiento del supuesto 1. Teniendo esto en cuenta, traté de generar una vía alternativa por medio de CMR para poder comparar los datos obtenidos, pero no obtuve un n suficiente para desarrollar este método, lo que imposibilitó la comparación mediante esta metodología. Si se hubiera contado con estos valores, se hubieran podido comparar los resultados y ver si el supuesto 1 se estaba cumpliendo o no.

Un resultado importante para discutir es el valor de detectabilidad que presentan las distintas especies. La especie *Liolaemus olongasta* presentó el valor de detectabilidad más bajo de las tres especies; pero si se tiene en cuenta la detectabilidad por sitio, es la especie que presenta mayor detectabilidad en el sitio sin disturbio. Para el caso de *Liolaemus cuyanus*, la probabilidad de detección fue mayor que para la especie anterior pero menor que para *Aurivela* cf. *longicauda*. Si bien, *Liolaemus cuyanus* no fue la especie más abundante encontrada en el área, es la especie que alcanza el mayor tamaño de todas aquellas presentes en los arenales del PNT (Kass, *obs. pers.*). Esta podría ser una de las explicaciones, de que su gran tamaño este correlacionado con una mejor detectabilidad. Por último, *Aurivela* cf. *longicauda*, presenta el valor más alto de detectabilidad. Esta especie exhibe características muy fáciles de detectar a simple vista, que podrían influir en estos resultados: presenta un color naranja característico que, sumado a la forma grácil del cuerpo, con una cola más larga que éste y un tipo de movimiento corporal fugaz. Esto mismo se observa en los valores entre sitios, los cuales son similares. En relación a lo anteriormente dicho, se han registrado observaciones casuales de depredación hacia las lagartijas por parte de otros animales en el sitio sin disturbio. Entonces, sería



interesante poder realizar más estudios con el objetivo de analizar cómo influye la probabilidad de detección, en estos eventos de depredación, sobre estas especies de lagartijas en sitios sin disturbio antrópico.

La abundancia que se propone para estas especies en la última categorización realizada en el año 2012 (Abdala *et al.*, 2012) indica unos valores de 0 para *Liolaemus longasta* y *Aurivela cf. longicauda* (indicándolas como abundante y registrada frecuentemente en la última década); y de 1 para *Liolaemus cuyanus* (indicándola como común y registrada frecuentemente en la última década). Si bien esos resultados plantean la situación en la que encuentran las poblaciones de estas especies a nivel nacional, similar sería la situación en la que se encuentran estas poblaciones dentro del PNT. Una estimación precisa de la densidad y el tamaño poblacional de las especies de lagartijas psamófilas del PNT resultan clave para la elaboración de recomendaciones de manejo para las especies y su hábitat. Con esta primera aproximación se tiene un importante conocimiento sobre la situación actual en la que se encuentran las especies seleccionadas para este estudio.



CAPÍTULO III

EFFECTO DE RUTAS SOBRE LAS POBLACIONES DE LAGARTIJAS PSAMÓFILAS DEL PNT, ANÁLISIS DE PRESENCIA / AUSENCIA Y OCUPACIÓN

RESUMEN - Un mal manejo de las actividades turísticas puede tener efectos negativos para la fauna local. En este marco, las rutas son consideradas una importante amenaza para la fauna por varios motivos (colisiones, pérdida de hábitat y barreras reproductivas). En este capítulo, mediante el uso de modelos de conglomerados, lineales generalizados y de ocupación, se pretende evaluar: a) si la distancia a las rutas que atraviesan el Parque Nacional Talampaya (RN76 y la ruta interna: de uso exclusivo por guardaparques y operadores turísticos), y b) el porcentaje y tipo de cobertura de suelo y vegetación; son covariables que afectan los patrones de ocupación de las lagartijas psamófilas *Liolaemus cuyanus*, *Liolaemus laurenti*, *Liolaemus olongasta*, *Liolaemus riojanus* y *Aurivela cf. longicauda* en los arenales del área protegida. Se planteó como hipótesis que la distancia a las rutas interna y externa del parque y la cobertura de la vegetación estarían relacionadas negativamente con la ocupación. Para resolver este interrogante, entre los meses de noviembre y diciembre del 2017 y 2018, se muestrearon 200 cuadrantes de 25m², en dos sitios con distinto impacto, que se revisitaron en tres ocasiones. Para cada sitio se registró la presencia de lagartijas, las especies, la cobertura de vegetación y tipo del suelo. Luego, se desarrollaron modelos de ocupación para evaluar que variables explicaban mejor los datos obtenidos en el campo. Se generaron modelos con distintas opciones de agrupamiento de las covariables. Posteriormente, se realizó un análisis de conglomerado para poder comprender como se comportaban las covariables y un modelo lineal generalizado. El tipo de hábitat no afectó a ninguna especie, mientras que la distancia a la RN76 afecta la presencia de *Aurivela cf. longicauda*, *Liolaemus cuyanus* y *Liolaemus riojanus*, siendo mayor la presencia de estas especies cuando los sitios se encuentran a mayor distancia de la ruta. En el caso de *Liolaemus olongasta* la distancia al camino interno afectó su presencia, ésta crece a mayor distancia del camino. En el caso de *Liolaemus laurenti* no se observó ningún efecto en relación a las distancias.



EFECTO DE RUTAS SOBRE LAS POBLACIONES DE LAGARTIJAS PSAMÓFILAS DEL PNT, ANÁLISIS DE PRESENCIA / AUSENCIA Y OCUPACIÓN

MARCO TEÓRICO

Existe una creciente preocupación por los efectos ecológicos que la presencia de rutas produce sobre la vida silvestre (Jaeger *et al.*, 2005). Las rutas pueden ser el elemento más destructivo en el proceso de fragmentación del hábitat (Forman *et al.* 2003) y representan una gran amenaza para muchas especies (Noss, 1993). Existen dos tipos de impactos que pueden afectar a las poblaciones de animales que se encuentran cercanas a rutas. Los impactos directos incluyen la evasión del hábitat (Forman & Alexander, 1998) debido al ruido del tráfico, luces y superficie inhóspita; y las colisiones de vehículos contra la vida silvestre (Lalo, 1987; Ashley & Robinson, 1996; Seiler, 2003). Los impactos indirectos incluyen cambios en el uso de la tierra debido a la presencia humana, cambios en el microclima cercanos al borde de la ruta que degradan el hábitat (Trombulak & Baldwin, 2010) y la contaminación química de los gases de los caños de escape de los vehículos (Charry & Jones, 2009). Tanto los impactos directos como indirectos de las rutas amenazan a las poblaciones de vida silvestre y su persistencia en el paisaje.

Para poder analizar esta problemática ecológica es útil trabajar con modelos, ya que estos posibilitan evaluar la respuesta de la ocurrencia y/o la presencia / ausencia de una especie en relación a diversas covariables, incluyendo amenazas que en definitiva permitirán realizar un aporte para su conservación (Johnson & Omland, 2004; Velasco, 2018). Entender cómo diferentes variables afectan las probabilidades de ocupación, detección y la presencia / ausencia de una especie es sumamente necesario para el desarrollo de protocolos de monitoreo eficientes (Berkunsky *et al.*, 2016). Existen diversas propuestas estadísticas que permiten analizar a este tipo de datos según los objetivos de cada estudio en particular (modelos de conglomerados, modelos lineales generalizados, modelos de ocupación, etc.).



Los modelos de conglomerados, surgen de un grupo de técnicas multivariantes cuyo principal propósito es agrupar los datos de acuerdo a sus características mediante la construcción de una estructura jerárquica (Sokal & Michener, 1958). A partir de una matriz de distancias, la cual contiene todas las distancias entre pares de objetos, se comienza a agrupar teniendo en cuenta la mínima distancia. Los modelos de ocupación analizan la ocupación de una especie en un sitio determinado, o la probabilidad de ocurrencia, y la proporción de área ocupada, por lo que resultan de gran interés en el marco de la ecología de poblaciones (Royle, 2006). El término ocupación se utiliza para dar a entender que un organismo está presente en determinado sitio, sin embargo, debido a que los datos se obtienen de muestreos, hay que tener en cuenta que este parámetro tiene cierto grado de incertidumbre (MacKenzi *et al.*, 2002; Conroy *et al.*, 2011). Estos modelos se han convertido en una herramienta sumamente útil para los estudios ecológicos que proporcionan un marco flexible para investigar cuestiones ecológicas (Bailey *et al.*, 2014; Velasco, 2018) y porque la detección o no detección de especies se determina en múltiples ocasiones de muestreo, lo que permite también estimar las probabilidades de detección (MacKenzie *et al.*, 2002; Kroll *et al.*, 2007; Weller, 2008). Otra ventaja que presentan estos modelos es que permiten evaluar directamente la ocupación e indirectamente la abundancia en relación a diferentes variables ambientales, contemplando la probabilidad de detección de los individuos, lo cual los vuelve de gran utilidad para especies raras y/o amenazadas (MacKenzie & Royle, 2005, Velasco, 2018).

Con el objetivo de analizar si las covariables de hábitat están relacionadas a la presencia / ausencia de una especie, también se pueden realizar modelos lineales generalizados o regresiones logísticas, utilizando datos de presencia/ausencia con las variables registradas en el área de estudio. Como resultado de este tipo de análisis se obtienen distintas funciones de selección de recursos, que permiten predecir la presencia / ausencia de una especie en un sitio particular en términos probabilísticos (Block *et al.*, 1998; Matteucci, 2006). Hasta el momento en Argentina, no se han realizado estudios que utilicen estas metodologías en lagartijas.



Las lagartijas son consideradas individuos oportunos para este tipo de estudios, debido a su alta fidelidad a sitios específicos del terreno y a su baja capacidad de desplazamiento en comparación con otros grupos de vertebrados (Pianka, 1986; Pough *et al.*, 2004). Como se analizó en el capítulo anterior, las lagartijas psamófilas del PNT presentan distintos valores de densidad en sitios cercanos a la RN76. Entonces, para profundizar más el análisis, a partir del uso de estos modelos, se evaluarán otras covariables para descartar que las diferencias de densidad pudieran deberse solamente a la presencia de la RN76.

OBJETIVO GENERAL

Analizar los factores que afectan a la presencia / ausencia y la ocupación de las distintas especies de lagartijas psamófilas en el PNT, con especial énfasis en la distancia a las rutas.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Analizar las variables de hábitat que mejor expliquen la presencia / ausencia de las lagartijas en los arenales del PNT.
2. Analizar las variables de hábitat que mejor expliquen la ocupación de las lagartijas en los arenales del PNT.
3. Evaluar si la distancia a la ruta afecta la presencia / ausencia y/o la ocupación de las especies.

HIPÓTESIS

1. Las variables de hábitat explican la presencia / ausencia de las lagartijas en los arenales. Esta hipótesis plantea que las variables de hábitat están correlacionadas a la presencia / ausencia de los individuos.



2. La distancia a la ruta (camino y RN76) tiene un efecto sobre la ocupación de las lagartijas del ensamble. Esta hipótesis predice que la distancia de la ruta esta correlacionada negativamente con respecto a las especies de lagartijas: a mayor cercanía, menor ocupación.
3. El tipo de suelo/cobertura vegetal tienen un efecto sobre la ocupación de las especies de lagartijas. Esta hipótesis predice que la ocupación estará correlacionada positivamente con una mayor cobertura de vegetación, bajo el supuesto de que esta situación ofrece mayores posibilidades de refugio y arena suelta, debido a que son especies capaces de enterrarse.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en dos sitios dentro del PNT (Fig. 1). El sitio con disturbio (sitio A) se encontraba a una distancia mínima de 3m de la RN76 (por cuestiones de seguridad) y máxima de 1km, abarcando todo el sector que comprende el Sendero del Triásico. El sitio sin disturbio (sitio B), lugar inaccesible por los turistas, comenzaba a

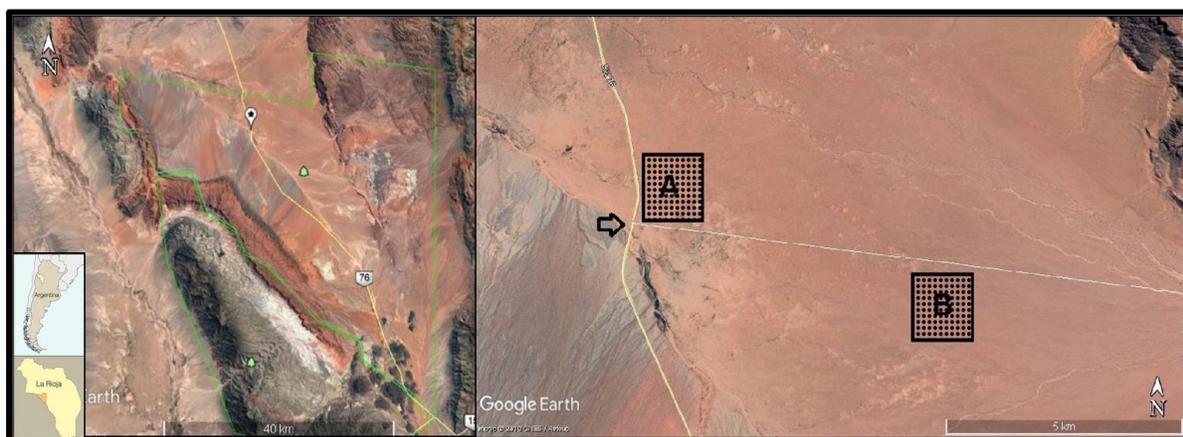


Figura 1. Imagen satelital donde se observan los sitios muestreados. Izquierda: mapa general del PNT. La estrella del mapa indica la intersección de las rutas. Derecha: el mapa muestra una imagen ampliada de la intersección de las rutas. Sitio A, corresponde al sitio con disturbio (cercano a la RN76) y el sitio B, al sitio sin disturbio (alejado de la RN76). Los puntos en cada sitio corresponden a los cuadrantes de 25 m² muestreados en cada área (n = 100 por sitio). La flecha negra indica el acceso al PNT. RN76: línea amarilla. Camino interno: línea blanca.



una distancia de 5km de la RN76 y tenía un rango de 1km. Ambos sitios comenzaron a 0.5m de la ruta interna del PNT hasta un rango de 1km en distancia perpendicular al mismo.

MUESTREOS

Los muestreos se desarrollaron entre los meses de noviembre y diciembre del 2017 y 2018, período de mayor actividad registrado para las especies en el área. En todos los casos, los horarios de muestreo fueron los mismos que para los análisis de distancia (ver Muestreos en capítulo II). Cada unidad de muestreo (cuadrante), fue revisitado en cuatro oportunidades bajo condiciones climáticas similares: días calurosos, cielo despejado, vientos leves a moderados. Se muestrearon 200 cuadrantes de 25 m² (5 X 5 m), en el sitio con disturbio turístico (n = 100) y en el sitio sin disturbio (n = 100). Cada cuadrante estuvo separado del siguiente por al menos 100 metros, con el fin de asegurar la independencia de cada unidad de muestreo (evitando registrar la misma lagartija de un cuadrante en el cuadrante siguiente).

Dentro de cada sitio se llevó a cabo un muestreo por encuentro visual (Crump & Scott, 1994), por parte de dos observadores. Durante el mismo se registró la presencia y número de individuos de cada especie de lagartijas. Los observadores fueron

Tabla 1. Variables y efectos esperados sobre la ocupación de las lagartijas en los sitios estudiados. El símbolo (+) indica una relación positiva esperada entre la covariable y la ocupación, mientras que (-) implica una relación negativa esperada.

	Hipótesis
Distancia ruta interna	Para todas las especies (-)
Distancia RN76	Para todas las especies (-)
Arena piedras pequeñas	<i>Liolaemus riojanus</i> (-), <i>Liolaemus cuyanus</i> (-), <i>Liolaemus laurenti</i> (-), <i>Aurivela</i> cf. <i>longicauda</i> (-)
Arena suelta	<i>Liolaemus riojanus</i> (+), <i>Liolaemus cuyanus</i> (+), <i>Liolaemus laurenti</i> (+), <i>Aurivela</i> cf. <i>longicauda</i> (+)
Arena consolidada	<i>Liolaemus riojanus</i> (-), <i>Liolaemus cuyanus</i> (-), <i>Liolaemus laurenti</i> (-), <i>Liolaemus olongasta</i> (- / +), <i>Aurivela</i> cf. <i>longicauda</i> (-)
Vegetación seca	Para todas las especies (- / +)
Vegetación verde	Para todas las especies (- / +)
Ramas sueltas	Para todas las especies (- / +)



previamente capacitados (se generaron guías de observación). Para poder determinar a las distintas especies de lagartijas presentes en el arenal, y si existían dudas al momento de determinarlas en el campo, se le tomaba una fotografía para una futura confirmación de los individuos, una vez finalizado el muestreo. Cada sitio fue revisitado, bajo condiciones climáticas similares, en tres oportunidades durante el pico de actividad de las especies. Los muestreos fueron bimodales (a la mañana y a la tarde, evitando los picos de calor que en el área alcanzan temperaturas de más de 40° C), comenzaron aproximadamente a las 09:30 hasta las 12/12:30, y entre las 16:00 hasta aproximadamente las 19:30. Solo en la primer visita, se midieron una serie de covariables, asumiendo que éstas podrían tener un efecto sobre la ocupación las cinco especies de lagartijas seleccionadas para este estudio (Tabla 1) : a) sitio (con/sin disturbio antrópico); b) distancia a la ruta interna del parque; c) distancia a la Ruta Nacional 76; d) porcentaje de cobertura de vegetación verde; e) porcentaje de cobertura de vegetación seca; f) porcentaje de cobertura de ramas secas sueltas; g) porcentaje de cobertura de arena suelta; h) porcentaje de cobertura de arena consolidada; y i) porcentaje de cobertura de arena con piedras pequeñas.

ESPECIES SELECCIONADAS

Las especies seleccionadas para realizar los análisis de ocupación en este caso son: *Liolaemus cuyanus*, *Liolaemus laurenti*, *Liolaemus riojanus*, *Liolaemus olongasta* y *Aurivela cf. longicauda*.

ANÁLISIS

* *MODELOS DE OCUPACIÓN*

Los modelos de ocupación permiten evaluar el efecto de una serie de covariables sobre la ocupación, teniendo en cuenta la detectabilidad de las especies (MacKenzie & Royle, 2005). Se utilizó la definición propuesta por estos autores para definir al término ocupación. El mismo se entiende como “la proporción de sitios muestreados que se encontraron ocupados” por alguna de las lagartijas seleccionadas para este estudio (MacKenzie & Royle, 2005). Por otro lado, la probabilidad de detectar



a la especie en un área, se la denomina como detectabilidad. Un “lugar ocupado” es aquel que presenta en algún/os momento/s a una o más presencias de individuos (Conroy *et al.*, 2011). La detectabilidad, acepta que el animal sea detectado por lo menos en una de las visitas realizadas. En otras palabras, una detectabilidad nula significa que el individuo no está presente, o que lo está, pero no se lo ha registrado en ninguna observación. Por lo tanto, los modelos de ocupación, al incluir el valor de detectabilidad en sus estimaciones, tienen en cuenta las falsas ausencias, evitando así subestimaciones del valor real de ocupación (MacKenzie, 2005). Los datos se analizaron en RStudio (RStudio Team 2015) utilizando el paquete unmarked (Fiske & Chandler, 2011). Los modelos obtenidos se compararon utilizando el criterio de información de Akaike (AIC) (Burnham & Anderson, 2002). Como ya fue señalado en otro capítulo, la comparación de los valores AIC entre los modelos desarrollados permite fácilmente seleccionar el modelo con mejor ajuste (Burnham & Anderson, 2002).

Para la selección de los modelos se siguió el protocolo utilizado por Velasco (2018): a) se desarrolló un modelo sin considerar ninguna covariable (modelo constante); b) luego, sin considerar las interacciones, se testeó si cada covariable tenía algún efecto en los modelos; c) los modelos en los que no se observó que la covariable tuviera un efecto significativo sobre la ocupación (aquellos con $p > 0.05$) y aquellos en los cuales el valor de AIC fue menor al del modelo constante en al menos dos puntos (Burnham & Anderson 2002) no fueron considerados; d) por último, se testeó a los modelos con todas las posibles combinaciones de covariables (dos o más) y nuevamente se contrastó el valor de AIC con los modelos resultantes en el set de modelos para determinar hasta qué punto, la interacción entre covariables, resultó en modelos más explicativos. Primero se realizarán los modelos teniendo en cuenta 6 covariables de tipo de suelo / vegetación registradas en el campo. En el caso de que estas no explicasen la ocupación se unificarán las categorías de vegetación / suelo, y se volverán a realizar los modelos. Se calculó el grado de ajuste de cada modelo sobre la base del test de Chi-cuadrado. El modelo final, es el que mejor explicó los datos relevados en el campo y aquel que cumplió con los siguientes escenarios: mayor valor de AIC y ajuste de los datos al modelo a partir de Chi-cuadrado.



* ANÁLISIS DE CONGLOMERADOS

El análisis de conglomerados, es una técnica estadística multivariada que busca agrupar elementos (o variables) tratando de lograr la máxima homogeneidad en cada grupo y la mayor diferencia entre los grupos (De la Fuente Fernández, 2001). Para poder unir variables o individuos es necesario tener algunas medidas numéricas que caractericen las relaciones entre las variables o los individuos. Cada medida refleja una asociación en un sentido particular y es necesario elegir una medida apropiada para el problema concreto que se esté tratando. En este caso, se utilizó la medida de asociación de distancia euclídea³ donde los grupos formados contendrán individuos parecidos de forma que la distancia entre ellos ha de ser pequeña (De la Fuente Fernández, 2001).

Para medir esa distancia, Sokal & Rohlf (1962), propusieron el uso del coeficiente de correlación cofenético. Este coeficiente mide la correlación entre las distancias iniciales, tomadas a partir de los datos originales, y las distancias finales con las cuales los individuos se han unido durante el desarrollo del método (Crisci & López Armengol, 1983). Valores altos del coeficiente cofenético indican que durante el proceso no ha ocurrido una gran perturbación en lo que se refiere a la estructura original de los datos. Se realizó la siguiente caracterización de las categorías: a) gran proporción de arena suelta; b) gran proporción de arena consolidada; c) gran proporción de piedra pequeña; d) gran proporción de vegetación verde; e) una proporción similar de arena suelta y consolidada con vegetación verde.

* MODELOS LINEALES GENERALIZADOS

Los modelos lineales generalizados (GLM) son una generalización flexible de la regresión lineal ordinaria que permite variables de respuesta que tienen modelos de distribución de errores distintos de una distribución normal (Diaz & Demetrio, 1998). Los GLM generalizan la regresión lineal al permitir que el modelo lineal esté

³ La distancia euclidiana o euclídea, es la distancia "ordinaria" entre dos puntos de un espacio euclídeo, la cual se deduce a partir del teorema de Pitágoras.



relacionado con la variable de respuesta a través de una función de enlace y al permitir que la magnitud de la varianza de cada medición sea una función de su valor predicho (Tsay,2005). Estos modelos permiten el análisis de los efectos e interacciones entre las variables de entrada y facilitan el ensayo de diferentes alternativas de distribución del error mediante la utilización de la función de máxima verosimilitud en el ajuste del modelo (Mc Cullagh & Nelder, 1989).

Ciertos tipos de variables respuesta sufren, invariablemente, la violación de los supuestos de los modelos normales y los GLM ofrecen una buena alternativa para tratarlos. Especialmente, se utilizan los GLM para las siguientes tres situaciones diferentes de la variable: a) un conteo de casos, b) un conteo de casos expresados como proporciones, o c) una respuesta binaria. Los GLM consisten de tres elementos: una función de distribución, perteneciente a la familia exponencial, un predictor lineal y una función de enlace (Mc Cullagh & Nelder, 1989). La estimación de los parámetros se realiza por máximo verosimilitud. Para valorar el ajuste se utiliza el estadístico AIC. Dado un conjunto de modelos candidatos para los datos, el modelo preferido es el que tiene el valor mínimo en el AIC (Burnham & Anderson, 2002).

Dado que se trabaja con datos de presencia/ausencia se trabajó con una distribución binomial y una ligadura *logit*. Se seleccionó un modelo saturado, es decir, aquel que incluye todas las variables: a) distancia al camino interno (DistRint); b) distancia a la RN76 (DistRN) y c) el factor (tipo de hábitat (grupo)); ya que el objetivo de utilizar este análisis fue determinar si las distancias y/o el tipo de hábitat afectaban la presencia de la especie y no encontrar el mejor modelo para estimar la presencia de la especie. A las variables de cobertura se las transformo a datos composicionales para facilitar el manejo de los datos al momento de analizar.



RESULTADOS

* MODELOS DE OCUPACIÓN

En total se desarrollaron 511 modelos para cada especie ya que se modeló considerando cada una de las variables en todas las posibles combinaciones. Solo para una especie no se pudo modelar la ocupación con estas covariables (*Liolaemus laurenti*) (Tablas 2 y 3). Como los resultados de los modelos que contiene 6 covariables de hábitat no ofrecieron ninguna explicación para testear las hipótesis planteadas (Tabla 4), se pasó a unificar las categorías de vegetación y suelo y se volvieron a realizar los modelos. La especie *Liolaemus laurenti* no obtuvo modelos en esta ocasión, pero si las demás especies. Los modelos generados para *Liolaemus cuyanus* indicarían que es la única especie que se encuentra afectada por las distancias a ambas rutas. En cambio, la especie *Liolaemus riojanus* tendría su ocupación afectada solamente por la distancia a la RN76. En cambio, para la especie *Liolaemus olongasta*, sería la distancia a la ruta interna la variable responsable de su ocupación (Tabla 5).

* ANÁLISIS DE CONGLOMERADOS

Una vez agrupados los sitios en 5 categorías en relación a la composición del sustrato, se realizó un agrupamiento jerárquico con ligamiento promedio, trabajando con la distancia euclídea y obteniendo una correlación cofenética de 0.892. La Tabla 6A muestra la cantidad de sitios de cada uno de los hábitats que en los cuales se registró la especie. Puede observarse que *Aurivela cf. longicauda* no se observó en el hábitat e), mientras que *Liolaemus laurenti* no lo hizo en la c) y *Liolaemus riojanus* no estuvo ni en la b) ni la e). En la Tabla 6B, se muestra otra forma de revelar la proporción de cada tipo de sitio donde se registró la presencia de la especie.

* MODELOS LINEALES GENERALIZADOS

Mediante modelos lineales generalizados (GLM) se analizó si el tipo de hábitat (agrupado en las nuevas categorías mencionadas para este análisis) y la distancia a caminos afectan la ocupación de las distintas especies seleccionadas para este



estudio. Los resultados del GLM mostraron que el tipo de hábitat no afectó la presencia de ninguna especie, mientras que la distancia a la RN76 afecta la presencia de *Aurivela* cf. *longicauda*, *Liolaemus cuyanus* y *Liolaemus riojanus*, siendo mayor la presencia de estas especies de lagartijas cuando los sitios se encuentran a mayor distancia de la ruta. En el caso de *Liolaemus olongasta* la distancia al camino interno afectó su presencia, ésta crece a mayor distancia del camino. En el caso de *Liolaemus laurenti* no se observó ningún efecto en relación a las distancias.



Tabla 2. Modelos que rankearon por encima del constante (sin covariables). p(Int)= probabilidad de detección; Psi (Int)= probabilidad de ocupación; DistRint= distancia a la ruta interna; DistRN= distancia a la RN76; Apiepeq= Arena piedras pequeñas; Asuelta= Arena suelta; Acons= Arena consolidada; Veseca= Vegetación seca; Veverde=Vegetación verde; Rams= Ramas sueltas; nPars= parámetros; AIC = valor de Akaike; Δ AIC = delta Akaike (diferencia entre AIC y el mínimo valor de AIC obtenido). 1= modelo sin covariables.

	p(Int)	Psi (Int)	Psi (DistRint)	Psi (DistRN)	Psi (Apiepeq)	Psi (Asuelta)	Psi (Acons)	Psi (Veseca)	Psi (Veverde)	Psi (Rams)	nPars	AIC	Δ AIC
<i>Aurivela cf. longicauda</i>													
DistRint + Apiepeq + Veverde + Veseca + Rams	-1.90 (0.12)	13.17 (7.29)	-10.04 (5.69)		-4.12 (2.59)			-2.59 (1.48)	-2.68 (1.55)	-3.22 (1.90)	7	569.4	0.00
DistRint + Veverde + Veseca + Rams	-1.91 (0.12)	12.12 (6.31)	-8.69 (4.72)					-2.42 (1.38)	-2.46 (1.40)	-3.02 (2.05)	6	569.7	0.30
DistRint + Asuelta + Acons	-1.92 (0.12)	8.75 (4.20)	-5.71 (3.00)			3.66 (1.72)	1.58 (1.00)				5	571.3	1.94
DistRN + Apiepeq + Acons + Veseca	-1.87 (0.14)	7.78 (5.51)		7.14 (5.16)	1.30 (1.23)		1.22 (1.08)	3.05 (2.40)			6	571.9	2.54
DistRint + DistRN	-1.80 (0.17)	2.07 (1.45)	-0.63 (0.58)	1.32 (1.20)							4	572.1	2.77
DistRN + Veseca	-1.85 (0.14)	3.66 (2.37)		2.87 (2.15)			0.73 (0.64)				4	572.3	2.96
DistRN + Veverde	-1.80 (0.16)	2.03 (1.12)		1.21 (0.92)				0.64 (0.62)			4	572.7	3.33
DistRN + Veverde + Veseca	-1.85 (0.14)	3.81 (2.31)		2.89 (2.04)			0.94 (0.73)	0.77 (0.68)			5	573.1	3.68
Asuelta + Veverde	-2.00 (0.11)	69.62 (66.7)				30.39 (29.44)		48.40 (46.59)			5	574.4	4.96
DistRint + Asuelta	-1.96 (0.12)	8.20 (6.95)	-5.24 (4.53)			1.21 (1.09)					4	574.4	4.99
~ 1	-2.01 (0.26)	3.71 (8.47)									2	574.9	5.55
<i>Liolaemus cuyanus</i>													
DistRint + DistRN + Acons + Veseca	-2.42 (0.14)	70.28 (64.5)	36.64 (33.52)	35.05 (33.20)			-9.04 (8.82)	23.40 (20.71)			6	407.74	0.00
DistRN + Acons + Veverde + Rasesuel	-2.35 (0.15)	30.84 (27.4)		10.72 (9.51)			-5.12 (4.73)	-9.35 (8.84)	-42.70 (40.62)		6	409.03	1.28
Asuelta + Acons + Veseca	-2.44 (0.16)	9.40 (8.58)				9.36 (8.13)	2.07 (1.85)	5.37 (5.14)			5	410.96	3.22
Asuelta + Rasesuel	-2.43 (0.16)	22.10 (18.0)				5.40 (4.56)				-38.13 (34.41)	4	411.12	3.37
DistRN + Acons + Veverde + Veseca	-2.35 (0.15)	9.14 (6.34)		6.89 (4.43)			1.15 (0.75)	2.85 (1.98)	-6.72 (4.96)		6	411.13	3.38
~ 1	-2.57 (0.14)	7.38 (25.6)									2	414.98	7.24
<i>Liolaemus olongasta</i>													



DistRint + Veseca + Veverde	-1.84 (0.20)	1.19 (0.96)	0.89 (0.48)	-	-	-	-	-1.84 (1.51)	5	472.65	0.00
DistRint + Veverde	-1.59 (0.25)	0.12 (0.45)	0.51 (0.30)						4	472.66	0.01
DistRint + Asuelta + Apiepeq + Veverde	-1.56 (0.24)	0.07 (0.44)	0.57 (0.31)	0.56 (0.48)	0.36 (0.29)			0.43 (0.28)	6	473.99	1.33
DistRint	-1.61 (0.26)	0.13 (0.45)	0.44 (0.29)						3	474.63	1.98
DistRint + Veverde	-1.58 (0.25)	0.08 (0.42)	0.47 (0.28)					0.32 (0.24)	4	474.83	2.18
~ 1	-1.60 (0.26)	0.11 (0.41)							2	475.62	2.97
<i>Liolaemus riojanus</i>											
DistRN + Veseca + Veverde	-2.88 (0.23)	1.46 (1.50)	8.83 (5.29)					5.34 (3.83)	5	219.41	0.00
DistRN + Acons + Veseca + Veverde + Rasesuel	-2.85 (0.23)	0.32 (1.11)	11.37 (6.36)			2.98 (2.42)	7.09 (5.01)	3.79 (2.81)	7	219.73	0.32
DistRN + Apiepeq + Acons + Veseca + Rams	-2.84 (0.23)	-0.05 (1.09)	11.41 (6.44)	-1.87 (1.59)		3.14 (2.58)	7.10 (5.07)	3.87 (2.77)	8	221.26	1.85
DistRN + Plants	-2.94 (0.23)	2.75 (2.73)	7.67 (5.49)						4	221.86	2.45
DistRN + Acons + Veverde + Rams	-2.95 (0.23)	2.54 (2.39)	10.02 (6.92)			1.98 (1.53)		3.27 (2.87)	6	223.62	4.21
DistRN + Apiepeq + Acons + Plants + Rams	-2.94 (0.23)	2.10 (2.25)	9.61 (6.97)	-1.51 (1.42)		1.96 (1.56)		3.17 (2.87)	7	225.15	5.74
DistRN + Veseca	-3.10 (0.23)	3.64 (3.75)	6.12 (4.86)					3.47 (3.29)	4	226.95	7.54
DistRN	-2.71 (0.60)	-0.56 (1.09)	1.21 (0.62)						3	226.98	7.57
~ 1	-2.68 (0.58)	-0.44 (0.84)							2	235.53	16.1



Tabla 3. Mejores modelos y el constante (de referencia). p(Int)= probabilidad de detección; Psi (Int)= probabilidad de ocupación; DistRint= distancia a la ruta interna; DistRN= distancia a la RN76; Apiepeq= Arena piedras pequeñas; Asuelta= Arena suelta; Acons= Arena consolidada; Veseca= Vegetación seca; Veverde=Vegetación verde; Rams= Ramas sueltas; nPars= parámetros; AIC = valor de Akaike; Δ AIC = delta Akaike (diferencia entre AIC y el mínimo valor de AIC obtenido). ~1= modelo sin covariables.

	p(Int)	Psi (Int)	Psi (DistRint)	Psi (DistRN)	Psi (Apiepeq)	Psi (Asuelta)	Psi (Acons)	Psi (Veseca)	Psi (Veverde)	Psi (Rams)	nPars	AIC	Δ AIC
<i>Aurivela cf. longicauda</i>													
DistRint + Apiepeq + Veverde + Veseca + Rams	-1.90 (0.12)	13.17 (7.29)	-10.04 (5.69)		-4.12 (2.59)			-2.59 (1.48)	-2.68 (1.55)	-3.22 (1.90)	7	569.39	0.00
DistRint + Veverde + Veseca + Rams	-1.91 (0.12)	12.12 (6.31)	-8.69 (4.72)					-2.42 (1.38)	-2.46 (1.40)	-3.02 (2.05)	6	569.69	0.30
DistRint + Asuelta + Acons	-1.92 (0.12)	8.75 (4.20)	-5.71 (3.00)			3.66 (1.72)	1.58 (1.00)				5	571.33	1.94
~ 1	-2.01 (0.26)	3.71 (8.47)									2	574.94	5.55
<i>Liolaemus cuyanus</i>													
DistRint + DistRN + Acons + Veseca	-2.42 (0.14)	70.28 (64.55)	36.64 (33.52)	35.05 (33.20)			-9.04 (8.82)	23.40 (20.71)			6	407.74	0.00
DistRN + Acons + Veverde + Rams	-2.35 (0.15)	30.84 (27.44)		10.72 (9.51)			-5.12 (4.73)		-9.35 (8.84)	-42.70 (40.62)	6	409.03	1.28
~ 1	-2.57 (0.14)	7.38 (25.63)									2	414.98	7.24
<i>Liolaemus olongasta</i>													
DistRint + Veseca + Veverde	-1.84 (0.20)	1.19 (0.96)	0.89 (0.48)					-1.84 (1.51)			5	472.65	0.00
DistRint + Veverde	-1.59 (0.25)	0.12 (0.45)	0.51 (0.30)								4	472.66	0.01
DistRint + Asuelta + Apiepeq + Veverde	-1.56 (0.24)	0.07 (0.44)	0.57 (0.31)		0.56 (0.48)	0.36 (0.29)			0.43 (0.28)		6	473.99	1.33
DisRint	-1.61 (0.26)	0.13 (0.45)	0.44 (0.29)								3	474.63	1.98
~ 1	-1.60 (0.26)	0.11 (0.41)									2	475.62	2.97
<i>Liolaemus riojanus</i>													
DistRN + Veseca + Veverde	-2.88 (0.23)	1.46 (1.50)		8.83 (5.29)				5.34 (3.83)			5	219.41	0.00



DistRN + Acons + Veseca + Verde + Rams	-2.85 (0.23)	0.32 (1.11)	11.37 (6.36)		7.09 (5.01)	3.79 (2.81)	7	219.73	0.32
DistRN + Apiepeq + Acons + Veseca + Verde + Rams	-2.84 (0.23)	-0.05 (1.09)	11.41 (6.44)	-1.87 (1.59)	7.10 (5.07)	3.87 (2.77)	8	221.26	1.85
~ 1	-2.68 (0.58)	-0.44 (0.84)					2	235.53	16.12

**Tabla 4.** Valores de chi-cuadrado de las covariables agrupadas en cuatro categorías.

		Covariables			
		Arena suelta	Vegetación	Dist. Ruta interna	Dist. RN76
<i>Aurivela cf. longicauda</i>	Chi-cuadrado	0.2395	0.1435	1.5469	7.2209
	grados de libertad	1	1	1	1
	Pr (>Chi cuadrado)	0.624535	0.704812	0.213586	0.007206
<i>Liolaemus cuyanus</i>	Chi-cuadrado	0.3077	0.187	0.164	5.7031
	grados de libertad	1	1	1	1
	Pr (>Chi cuadrado)	0.57911	0.66543	0.68547	0.01694
<i>Liolaemus riojanus</i>	Chi-cuadrado	1.2179	0.791	0.0784	10.8432
	grados de libertad	1	1	1	1
	Pr (>Chi cuadrado)	0.2697725	0.3737896	7794995	0.0009916
<i>Liolaemus olongasta</i>	Chi-cuadrado	1.1823	0.0348	3.3145	0.3901
	grados de libertad	1	1	1	1
	Pr (>Chi cuadrado)	0.27689	0.85199	0.06867	0.53226

Tabla 5. Resultados obtenidos sobre los efectos de cada covariable sobre la ocupación y / o presencia / ausencia de las especies analizadas, con las covariables sin agrupar.

	<i>Aurivela cf. longicauda</i>	<i>Liolaemus cuyanus</i>	<i>Liolaemus olongasta</i>	<i>Liolaemus riojanus</i>
Distancia ruta interna	-	+	+	
Distancia RN76		+		+
Arena piedras pequeñas	-		+	-
Arena suelta	+		+	+
Arena consolidada	+	-		+
Vegetación seca	-	+	-	+
Vegetación verde	-	-	+	
Ramas sueltas	-	-		+



Tabla 6. Cantidad de especies por sitios. A: representadas por número de especies. B: representadas en proporción. Categorías de sitios de cada uno de los hábitats que en los cuales se registró. Categorías: a) gran proporción de arena suelta; b) gran proporción de arena consolidada; c) gran proporción de piedra pequeña; d) gran proporción de vegetación verde; e) una proporción similar de arena suelta y consolidada con vegetación verde.

A						
Categorías de hábitats / Especies	Sitio sin disturbio (1)	Arena suelta	Arena consolidada	Piedra pequeña	Vegetación verde	Todas las anteriores
	Sitio con disturbio (2)					
<i>Aurivela cf. longicauda</i>	1	98	10	4	4	7
	2	64	6	5	2	0
<i>Liolaemus cuyanus</i>	1	117	12	8	5	5
	2	45	4	1	1	2
<i>Liolaemus laurenti</i>	1	151	15	9	5	6
	2	11	1	0	1	1
<i>Liolaemus olongasta</i>	1	119	12	5	3	6
	2	43	4	4	3	1
<i>Liolaemus riojanus</i>	1	151	16	8	5	7
	2	11	0	1	1	0

B					
Categorías de hábitats / Especies	Arena suelta	Arena consolidada	Piedra pequeña	Vegetación verde	Todas las anteriores
<i>Aurivela cf. longicauda</i>	0.4	0.38	0.56	0.33	0
<i>Liolaemus cuyanus</i>	0.28	0.25	0.11	0.17	0.29
<i>Liolaemus laurenti</i>	0.07	0.06	0	0.17	0.14
<i>Liolaemus olongasta</i>	0.27	0.25	0.44	0.5	0.14
<i>Liolaemus riojanus</i>	0.07	0	0.11	0.17	0



CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN

Como resultado general de este estudio, se puede inferir que los patrones de presencia / ausencia y ocupación de las especies de lagartijas analizadas responden a la interacción de una serie de variables, entre las cuales, se destacan la distancia a la ruta y el tipo de suelo / cobertura. Con respecto a las hipótesis planteadas, se encontró una relación negativa entre la ocupación y distancia a las rutas. Las variables seleccionadas, según la metodología utilizada podrían explicar la presencia / ausencia de las distintas especies de lagartijas.

* ANÁLISIS DE CONGLOMERADOS Y MODELOS LINEALES GENERALIZADOS

El coeficiente de correlación cofenético, obtenido como resultado de este análisis, mide cuan bien la estructura jerárquica del dendrograma, representa a las verdaderas distancias (Crisci & López Armengol, 1983). El valor cercano a 1, obtenido en ese análisis indicaría que el modelo está bien representado. Por lo tanto, este resultado demuestra que las covariables de suelo y cobertura, se agruparon en 5 categorías distintas, funcionando como varias covariables. Sin embargo, este nuevo agrupamiento tampoco evidenciaba que las covariables elegidas explicarían los modelos obtenidos. Consecuentemente, decido rechazar la hipótesis que plantea que el tipo de suelo/cobertura vegetal tienen un efecto sobre la ocupación de las especies de lagartijas. Entonces, se realizaron distintos estudios considerando, por un lado, la presencia/ausencia de individuos y por el otro, la ocupación.

Aunque la distancia a la ruta está relacionada negativamente con la presencia algunas especies de lagartijas, el camino interno y la RN76 afectan de distinta manera a las especies. *Aurivela cf. longicauda*, *Liolaemus cuyanus* y *Liolaemus riojanus*, se ven afectadas solamente por la distancia a la RN76. Por otro lado, la distancia al camino interno solo afectó a *Liolaemus olongasta*, existiendo mayor ocupación en las lejanías del mismo. Es necesario destacar la diferencia de circulación vehicular que ocurre en estos caminos. La RN76 es de libre tránsito y cualquier vehículo que cumpla con los requisitos impuestos por el estado para circular puede hacerlo. No obstante, el camino interno es de tránsito exclusivo solo para los guardaparques y los vehículos de la



empresa encargados de las actividades turísticas. También, los límites de velocidad son diferentes. Estas diferencias en la circulación son claves para el cuidado de la fauna del área protegida. Por último, las especies pertenecientes a la especie *Liolaemus laurenti*, no mostraron efecto alguno relacionados a la distancia a estos caminos.

* MODELOS DE OCUPACIÓN

Los modelos realizados sin las covariables de cobertura de suelo/vegetación agrupadas, generaron modelos de ocupación robustos. Sin embargo, no brindaron información biológica para poder explicar la ocupación en base a esas covariables. Por ejemplo, se observa que *Liolaemus riojanus* tendría una ocupación tanto para el suelo con arena suelta como para el suelo consolidado. Esto sería contradictorio con la biología de la especie debido a que esta especie presenta hábitos estrictamente psamófilos (Cei, 1993) y es capaz de zambullirse en la arena (Etheridge, 2000; Halloy, 2013; Abdala & Quinteros; 2014 Muñoz *et al.*, 2014). Por lo tanto, para esta especie la covariable arena suelta explicaría la ocupación.

Para *Aurivela cf. longicauda*, a mayor arena consolidada y arena suelta, mayor ocupación; pero a mayor cantidad de arena con piedras pequeñas menor ocupación. Teniendo en cuenta que esta especie también puede enterrarse en la arena (Kass, *obs. pers.*) esta covariable no permite interpretar biológicamente estos resultados. Por otro lado, en relación a la cobertura de la vegetación, se obtuvo que a mayor vegetación menor ocupación. Estos resultados indicarían que esta especie ocupa sitios con arena suelta, arena consolidada y poca vegetación. El uso de tantas covariables en este caso no permite discernir cual es la/s determinante/s que permitiría/n explicar la ocupación en algunos sitios de esta especie. En el caso de la cobertura del suelo, si bien que la arena consolidada y la arena suelta no son mutuamente excluyentes, si son dos tipos de suelo que exhiben una naturaleza opuesta generando explicaciones contradictorias.

Con respecto a la relación positiva entre la ocupación y la distancia a ambas rutas de la especie *Liolaemus cuyanus*, la explicación posible podría ser que la cercanía a estos caminos ejercería algún efecto negativo sobre la ocupación. Este resultado lo exhibe únicamente esta especie, el cual cumple con lo esperado a priori,



indicando que la distancia a estas rutas está afectando a la ocupación. Por otro lado, de las otras covariables medidas solo una gran proporción de arena suelta estaría aportando también información sobre las preferencias de hábitat de la especie.

Una situación similar se observa en la especie *Liolaemus olongasta* con respecto a la distancia a la ruta interna del Parque. Para ella, a mayor distancia de la ruta interna, va a haber ocupación. También, a mayor cantidad de arena con piedras pequeñas y arena suelta mayor ocupación. Además, a mayor cantidad de vegetación verde mayor ocupación. En el campo pude observar en varias ocasiones a esta especie arriba de distintas plantas, no solo asoleándose sino también comiendo o comunicándose con otros individuos. Este último caso, los modelos generados teniendo en cuenta esta covariable coincidirían con estas observaciones.

Tanner & Perry (2007) plantean que la abundancia de lagartijas aumenta significativamente a medida que se alejan de la ruta, siendo los impactos con vehículos el principal motivo. Durante los muestreos, no registre lagartijas atropelladas a lo largo de ninguna de las rutas. Un posible motivo para explicar, el por qué no se encontraron restos de lagartijas atropelladas puede ser la presencia de otros vertebrados que podrían alimentarse de las mismas (Kass, *obs. pers.*).

Vargas Salinas *et al.* (2011), en su estudio realizado en Colombia, explican la existencia de efectos directos e indirectos que podrían generar microclimas (junto con cambios en la estructura vegetal) alrededor de las rutas. Los autores señalan, que un importante efecto positivo que pueden causar las rutas, es la creación de nuevos microhábitats situados en los costados de las mismas. Este efecto podría servir para explicar los resultados obtenidos mediante esta metodología que indicarían porque solo *Liolaemus olongasta* prefiere hábitats cercanos a las mismas, pero más relevamientos en el campo son necesarios para testear esta condición.

Otro aporte interesante de los mismos autores, es la existencia de ciertos efectos indirectos (por ejemplo, el ruido generado por el tráfico vehicular) que afectan al ambiente natural creando algún tipo de contaminación. A estos se le suman disturbios que pueden influir en la presencia de estos animales cerca de una ruta. En el PNT, la ocupación aumenta con la distancia a las rutas y también es común la existencia de ruido en estos sectores cercanos. Nuevos muestreos en el campo se podrían realizar



tomando como covariable los decibeles del ruido para analizar si en este caso también funciona como determinante de la ocupación la contaminación sonora. Sería importante analizar el efecto que el ruido vehicular tiene sobre las lagartijas del PNT, pero por varias razones metodológicas que superan los objetivos de la tesis, este interrogante queda planteado para futuros estudios. En primer lugar, es común que los vehículos que llevan turistas hasta el área permanezcan encendidos durante varias horas. El motivo por el cual esto sucede, es que los choferes esperan dentro de los mismos mientras los turistas realizan el recorrido con los guías. Debido a las altas temperaturas que se registran comúnmente en el área en un día soleado, mantienen el aire acondicionado funcionando.

En segundo lugar, existen temporadas con alta demanda turística. Este aumento de la demanda por el turismo, en ocasiones, influye sobre la velocidad que los vehículos internos alcanzan para poder cumplir con los viajes que se les ofrecen a los visitantes. Este aumento de la frecuencia de y velocidad de los vehículos causando un gran ruido innecesario. Por último, este aumento del ruido, junto con los fuertes vientos habituales de la zona trasladan este ruido a sectores remotos del parque, pudiendo influir en los hábitos de estos animales (Kass, *obs. pers*). Según los datos obtenidos para *Liolaemus olongasta* que prefiere hábitats cercanos a la ruta interna, la contaminación sonora que existe en temporadas con alta demanda turística podría no afectarlo, pero nuevos estudios son necesarios para poder afirmar si el ruido podría afectar a esta especie.

En este marco, es sumamente necesario, la elaboración de estudios que analicen variables que afectan las probabilidades de ocupación, detección y la presencia / ausencia de una especie para poder conocer los efectos ecológicos que las rutas de nuestro país ejercen sobre la fauna de lagartijas. Los resultados de este capítulo son de gran importancia para la gestión y manejo del Parque Nacional Talampaya. La especie *Liolaemus riojanus* está categorizada a nivel nacional como vulnerable (Abdala *et al.*, 2012) y tiene como amenaza principal la fragmentación y pérdida del hábitat a nivel nacional. Los resultados obtenidos, dentro de esta área protegida, demuestran que es una de las especies afectadas negativamente por la



RN76. Entonces, se deberían implementar acciones urgentes de control para disminuir los efectos que la ruta produce.



MÓDULO II

ASPECTOS DEL ENSAMBLE DE LAGARTIJAS DEL PNT



CAPÍTULO IV

ANÁLISIS COMPARATIVO DEL ENSAMBLE DE LAGARTIJAS PSAMÓFILAS DEL PNT

RESUMEN - Estudiar la composición de un ensamble, su estructura y la diversidad de especies no nos brinda sólo información importante para comprender este sistema complejo, sino que a través de estos estudios se pueden identificar las posibles áreas de protección y manejo. El Parque Nacional Talampaya presenta espacios de uso público con senderos autoguiados, de libre acceso a los visitantes. Hasta el momento, no se ha hecho ningún análisis que demuestre si estas actividades tienen algún impacto sobre las lagartijas psamófilas del área protegida. El objetivo general de este capítulo es analizar dos sitios con presencia de lagartijas, uno de ellos presenta impacto turístico (actividades turísticas y cercanía a la RN76) y otro sin los disturbios mencionados, para poder examinar si estos impactos influyen en la composición, abundancia y tamaño de las lagartijas. Se colocaron 60 unidades de muestreo, divididas en los dos sitios seleccionados para este estudio. Las trampas de caída de captura en vivo fueron colocadas cada 100 metros en filas de 5, paralelas entre sí. Fueron revisadas diariamente durante 15 días en cada estación (verano, otoño, invierno y primavera) durante el 2016/2017, en un total de 60 días. Se determinó la abundancia y composición de especies y se utilizó el programa PAST para calcular los distintos parámetros (riqueza, diversidad y equidad). Se analizó si existían diferencias de tamaño entre las mismas especies de ambos sitios estudiados. Para indagar si existió alguna relación entre las estaciones de año y la captura de las distintas especies se utilizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico y posteriormente un análisis de similaridad. Las especies que ocupan ambos sitios son *Aurivela* cf. *longicauda*, *Homonota underwoodi*, *Liolaemus cuyanus*, *Liolaemus laurenti* y *Liolaemus olongasta*. En cambio, dos especies: *Liolaemus anomalus* y *Liolaemus riojanus*, ambas con categoría de conservación, fueron encontradas solamente, la primera especie en el sitio con disturbio y la segunda en el sin disturbio. Existen evidencias claras de que los sitios de lagartijas estudiados son diferentes. Las especies *Liolaemus cuyanus*, *Homonota underwoodi* y *Aurivela* cf. *longicauda* son las especies mayormente distribuidas en los arenales y tienen amplia dominancia en ambos sitios.



ANÁLISIS COMPARATIVO DEL ENSAMBLE DE LAGARTIJAS PSAMÓFILAS DEL PNT

MARCO TEÓRICO

Delimitar el objeto de estudio es el primer paso para poder realizar cualquier investigación. Desde los comienzos de la ecología, comunidad y ensamble, son dos conceptos que se han utilizado como sinónimos, aunque se refieran a distintos enfoques sobre el nivel de organización ecológico (Stroud *et al.*, 2015). Para el desarrollo de este capítulo se va a partir de la definición propuesta por Fauth *et al.* (1996), la cual plantea que el término comunidad describe a un conjunto de poblaciones que comparten la geografía (un espacio físico); a diferencia de ensamble que se refiere a poblaciones que comparten geografía y filogenia. Esta definición permite entender a un ensamble como una unidad discreta, de la cual se puede analizar su composición de especies, diversidad, riqueza y abundancia, entre otros parámetros característicos de la ecología de comunidades.

En este sentido, los ecólogos a través de distintos análisis estadísticos específicos, pueden entender la estructura y función de los distintos ensambles, cuestiones críticas para la ecología y la biología de la conservación (Dodd, 2016). Además, poder determinar la composición de especies presentes en un sitio, su abundancia y cómo se relacionan los ensambles de en un área determinada, todos estos parámetros brindan información sobre la historia natural de estas poblaciones (Stroud *et al.*, 2015). Para los biólogos de la conservación, es necesario estimar los valores de diversidad de un ensamble para identificar áreas de protección y manejo (Scott *et al.*, 1987; Snodgrass *et al.*, 2000), y evaluar los efectos del cambio de hábitat y como afecta a las especies a través del tiempo (Moreno, 2001).

Medir la abundancia relativa de cada especie permite identificar aquellas que por su escasa representatividad en un ensamble son más sensibles a las perturbaciones ambientales (Moreno *et al.*, 2011). Identificar un cambio en la diversidad, ya sea en el número de especies, en la distribución de la abundancia de las mismas o en la



dominancia, alerta acerca de procesos empobrecedores de estos parámetros (Magurran, 1988). En los últimos años se discute el uso de índices de diversidad como el de Shannon o Simpson, utilizados como medidores de la diversidad ecológica ya que los mismos miden el nivel o grado de entropía del sistema como un indicador de la diversidad lo que dificulta la evaluación de la misma y su comparación entre diferentes sitios (Jost, 2006; Moreno *et al.*, 2011; Jost & González-Oreja, 2012). Poder cuantificar estas características que presenta un ensamble a través de distintas mediciones, nos permiten a los biólogos poder describir los componentes de estos sistemas complejos para poder compararlos entre sí distinguiendo si estos presentan amenazas para las especies.

La transformación de los ecosistemas naturales en paisajes fragmentados genera la extinción masiva y acelerada de especies (Carvajal-Cogollo & Urbina-Cardona, 2008) y es considerada agresiva para la herpetofauna (Gascon *et al.*, 1999; Laurance *et al.*, 2002). Por ejemplo, hay estudios que indican que existen especies de lagartijas que pierden sus colas debido a la cercanía de las rutas con respecto a su hábitat (Tanner & Perry, 2007). Las lagartijas, en general, resultan excelentes modelos para los estudios de ecología debido a su baja capacidad de desplazamiento en relación a otros grupos de vertebrados lo que da cuenta de la relación evolutiva de estas especies con su ambiente (Pianka, 1986; Vitt *et al.*, 2003).

A pesar de la importancia de este tipo de estudios, en la provincia de La Rioja, no se han estudiado en detalle aspectos de la ecología de ensambles de saurios relacionadas a algún tipo de impacto antrópico. El Parque Nacional Talampaya (PNT) cuenta con una gran variedad de hábitats, pero son los característicos arenales el hábitat que más se destaca por sobre los roquedales y el bosque. En este hábitat, existe un ensamble de lagartijas que se encuentra bajo el efecto de amenazas asociadas al disturbio antrópico. Se podrían clasificar a estas amenazas en dos categorías, a) relacionadas directamente a la presencia de turistas (por ejemplo: espacios de uso público, senderos, área de acampe) y b) indirectas como la presencia de rutas (RN76 y ruta interna al cañón).



Por la ruta interna, que conecta el área de uso público con el Cañón de Talampaya, actualmente circulan exclusivamente los vehículos de los guardaparques y los vehículos de las excursiones turísticas. Si bien existen señales a lo largo de este camino interno, que indican los límites de velocidad, en temporada alta y en los horarios de cierre del parque es común que los vehículos no respeten los mismos como observe durante los muestreos en el PNT. Entonces sería esperable encontrar lagartijas sin colas o con colas en mal estado en sitios disturbados, junto con una menor diversidad de especies y valores abundancia bajos. Se busca entonces con este capítulo poder conocer las propiedades de este ensamble particular, para luego analizar el potencial impacto que las rutas y caminos internos asociados a actividades turísticas tienen sobre las lagartijas.

OBJETIVO GENERAL

Estudiar los patrones de diversidad de un ensamble de lagartijas dentro del PNT, en sitios sometidos a diferentes grados de disturbio asociados con rutas y caminos internos, con el fin de profundizar el conocimiento de base de estos ensambles que permitirán luego establecer pautas de manejo orientadas a un manejo más eficiente en términos de conservación de los mismos.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Determinar si existen diferencias en la composición, abundancia, riqueza, diversidad y equitatividad de lagartijas entre dos sitios sometidas a diferentes niveles de impacto debido a su cercanía a rutas y caminos.
2. Examinar la relación entre las capturas de las especies de lagartijas y las estaciones del año para ver si existe una diferencia estacional en la distribución de las especies.
3. Analizar si existen diferencias de tamaño (longitud hocico-cloaca) entre las especies de ambos sitios.



4. Comparar si existen diferencias en la frecuencia de autotomización de las colas de las especies de ambos sitios.

HIPÓTESIS

1. Las rutas y senderos, tienen un efecto negativo sobre la diversidad de lagartijas del ensamble de PNT. Esta hipótesis predice una menor diversidad y menor abundancia de lagartijas en sitios más impactados por rutas y caminos. Se asume que existe una relación positiva entre grado de impacto y cercanía a rutas y caminos.
2. Las rutas y senderos tienen un efecto negativo sobre aspectos autoecológicos de las especies de lagartijas del ensamble del PNT. Esta hipótesis predice: a) un mayor tamaño individual de lagartijas en sitios menos impactados por rutas y caminos y, 2) un mayor porcentaje de lagartijas con colas en buen estado en sitios menos impactados por rutas y caminos.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

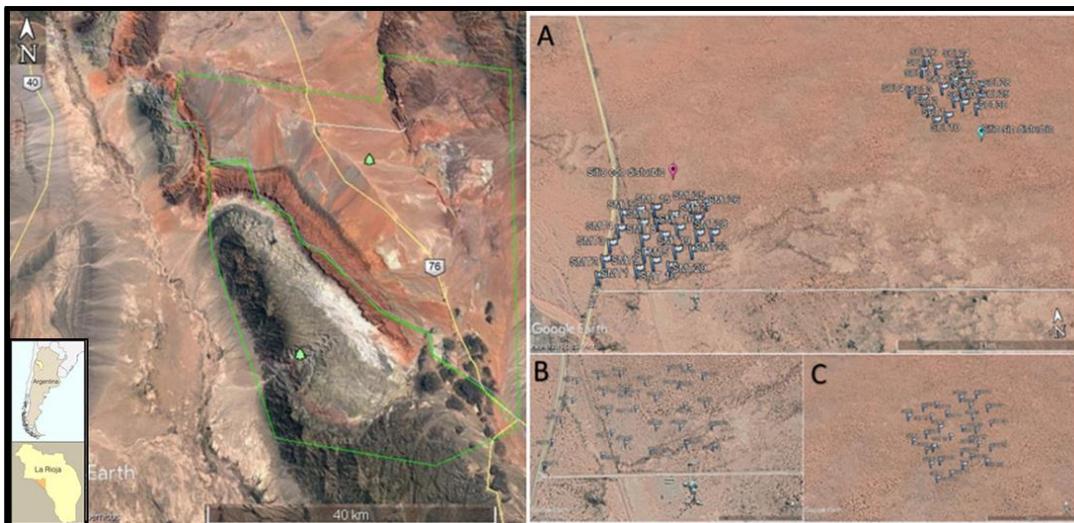


Figura 1. Mapa del PNT, en amarillo se observa la RN76 y en blanco la ruta interna de acceso al Cañón. Sitios de colocación de trampas. (A). Detalle del sitio con disturbio donde se observan las instalaciones del parque y las trampas (B). Sitio sin disturbio con las trampas (C).



Con el objetivo de comparar sitios con diferente distancia a la RN76, se seleccionaron dos áreas de muestreo con características de impacto diferentes, las cuales fueron categorizadas como sitio control y sitio con disturbio. El sitio con disturbio estuvo localizado en las cercanías de la entrada al área protegida (Fig. 1, en la intersección de ambas rutas), Este sitio incluye el terreno comprendido entre la RN76 y la ruta de acceso al área protegida; y todo el sector que abarca el “Sendero del Triásico”. En este sitio, entonces, se asumió como amenaza al sendero y la cercanía a la RN76 y la ruta interna (el sitio está ubicado a 1m de la RN76 y a 1m de la ruta interna, Fig.1B). Por otro lado, el sitio control, es un área del parque que se encuentra alejada a 3km de la entrada del PNT (por lo tanto, a esa misma distancia perpendicular de la RN76) y a 2 km de la ruta interna (Fig.1C).

MUESTREOS



Figura 2. Fotografías de las trampas de caída.

En cada sitio se dispusieron 30 unidades de muestreo. En cada unidad se colocó una trampa de caída (Fig. 2) con el diseño descrito en el capítulo I (pág. 35 -



36). Las trampas fueron abiertas por 15 días en cada estación (verano, otoño, invierno y primavera) durante el año 2016/2017, en un total de 60 días.

A los individuos capturados se los marcó con un código individual, aplicando el método de ectomización de falanges en miembros anteriores y posteriores (Woodbury, 1956) (Fig. 3). El método consiste en remover el tercio distal de la falange superior, con tijeras de disección. Luego de que realizar las marcas, las lagartijas se liberaron en el punto de captura. En todos los casos, se cortaron solamente las puntas de las falanges de manera que la locomoción del individuo no se viera afectada. Estudios previos han demostrado que esta metodología no representa ningún riesgo para los individuos y que, sumado a esto, es una de las marcas más efectivas ya que cumple con los supuestos del método de captura recaptura (Bórges-Landáez & Shine, 2003; Paulsen & Meyer, 2008; Kacoliris, 2009). Para cada individuo, se identificó la especie, el sexo, se midió la longitud hocico-cloaca (LHC) y la longitud total (LT) (con calibre digital de 0.1mm de precisión) y la presencia/ausencia de cola autotomizada / regenerada.



Figura 3. Datos tomados en el campo cuando se capturaban lagartijas en las trampas.



ANÁLISIS

* COMPOSICIÓN DE ESPECIES

Por composición de especies hago referencia a qué especies están presentes en el sitio de estudio. Esto está estrechamente relacionado a las características de cada sitio, debido a que pueden existir requerimientos (condiciones) y recursos diferentes en cada sector debido al diferente grado de amenazas. Por lo tanto, se podría decir que el ambiente determina que especies pueden estar potencialmente o no en un sitio. Para determinar la composición de especies, se realizó una lista de aquellas que fueron capturadas con las trampas. Este procedimiento se repitió para ambos sitios.

* PARÁMETROS CARACTERÍSTICOS DEL ENSAMBLE

Como variables descriptivas del ensamble se tuvo en cuenta la abundancia (proporción de individuos de una especie respecto al total de individuos del ensamble) y se estimaron la riqueza; la diversidad y la equidad utilizando el programa PAST (Hammer, *et al.*, 2018). Como medida de diversidad, utilicé el índice de Diversidad de Shannon (H') y los “número efectivo de especies” o “diversidad verdadera”. Esta medida de diversidad expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra (Moreno, 2001), asumiendo que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra⁴. Esta medida adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S , cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988).

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Alternativamente se calculó el índice de diversidad ponderado y los números efectivos de especies (Moreno, 2001). Para probar la hipótesis nula de que las

⁴ La variable p_i representa la abundancia proporcional de la especie i .



diversidades provenientes de las dos muestras (medidas con el índice de Shannon) son iguales o no, se utilizó el procedimiento recomendado en Moreno (2001). Se buscó en la tabla estadística de distribución t de Student, el valor de la distribución de t para los grados de libertad calculados: $t_{0.05(2)152} = 1.65$.

Los números de Diversidad de Hill surgen ante las dificultades que aparecen al intentar comparar los distintos índices de diversidad ya que comúnmente difieren en sus unidades. Hill (1973), sugiere realizar transformaciones matemáticas a los índices de diversidad y presenta la denominada serie de números de diversidad, cuyas unidades son números de especies y miden el número efectivo de especies presentes en una muestra. Los números efectivos de especies presentes de una muestra son una medida del grado de distribución de las abundancias relativas entre las especies. El N_0 es el número total de especies, N_1 es el número de las especies abundantes y N_2 es el número de las especies muy abundantes. Es decir, que el número efectivo de especies es una medida del número de especies en la muestra donde cada especie es ponderada por su abundancia ($N_0 > N_1 > N_2$) (Moreno, 2001).

El índice de equidad de Pielou (J') mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 0.1, de forma que 0.1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988; Moreno 2001). Donde S es considerado en número total de especies.

$$J' = \frac{H'}{\log_2 S}$$

Como complemento se graficó la curva de rango- abundancia (curva de Whittaker) para cada ambiente estudiado que se calculó como el logaritmo (base 10) de la proporción de cada especie p_i (n_i / N) y estos datos se ordenaron desde la especie más abundante a la menos abundante (Feinsinger, 2003). Las curvas de rango-abundancia se utilizan para determinar los patrones de distribución de la abundancia de las especies en las comunidades ecológicas (Barrientos *et al.*, 2016). Se obtienen al ordenar jerárquicamente a las especies presentes en cada unidad de muestreo.



* TAMAÑO CORPORAL Y ESTADO DE LAS COLAS

Probada la distribución normal de los datos, para analizar las diferencias de tamaño (longitud hocico-cloaca) entre las mismas especies de ambos sitios estudiados se realizaron pruebas con el estadístico T de Student, también realizadas con el programa PAST. Con el objetivo de analizar el estado de las colas de las lagartijas capturadas, se registró el estado que estas presentaban cuando fueron colectadas de las trampas. Se las clasificó en (1) colas no autotomizadas y (2) colas autotomizadas. Dentro de esta segunda categoría estaban incluidas aquellas que estaban cortadas con un pequeño calló y aquellas cortadas, pero ya regeneradas. Para evaluar estadísticamente si existe una diferencia significativa entre los valores registrados para cada sitio, se utilizó un test de proporciones que sirve para probar el valor nulo de que las proporciones en varios grupos son iguales a ciertos valores dados esperados por azar. Este test utiliza la prueba de chi-cuadrado de Pearson a partir de una distribución de frecuencias. Este análisis se aplicará para las especies que superen un N= 6 individuos.

* ANÁLISIS ESTACIONAL

Para analizar si existe alguna relación entre las estaciones de año y la captura de las distintas especies se utilizó primero un análisis de escalamiento multidimensional no métrico y posteriormente un análisis de similaridad, ambos aplicando el índice de Bray – Curtis. El escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) es un enfoque de análisis de gradiente indirecto que produce una ordenación basada en una matriz de distancia o disimilitud. A diferencia de los métodos que intentan maximizar la varianza o la correspondencia entre objetos en una ordenación, NMDS intenta representar, lo más cerca posible, la diferencia de pares entre objetos en un espacio de baja dimensión (Kenkel, 1986). Se puede usar cualquier coeficiente de disimilitud o medida de distancia para construir la matriz de distancia utilizada como entrada.

El método NMDS es un enfoque basado en el rango. Esto significa que los datos de distancia originales se sustituyen por rangos. Por lo tanto, en lugar de que el objeto



A esté a 2.1 unidades de distancia del objeto B y 4.4 unidades de distancia del objeto C, el objeto C es el "primer" más distante del objeto A, mientras que el objeto C es el "segundo" más distante. Si bien se pierde información sobre la magnitud de las distancias, los métodos basados en rangos generalmente son más sólidos para los datos que no tienen una distribución identificable (Buttigieg & Ramette, 2014). Para interpretar el gráfico NMDS se tiene que tener en cuenta que los objetos que están ordenados más cerca unos de otros probablemente sean más similares que los que están más separados (Legendre, 1998). Los grupos de puntos que están bien separados de otros grupos pueden indicar subgrupos en los datos (Clarke, 1993).

La comparación de la composición específica entre las estaciones en los dos sitios de muestreo se realizó con el análisis de similaridad (ANOSIM). Si dos grupos de unidades de muestreo son realmente diferentes en la composición de sus especies, entonces las diferencias de composición entre los grupos deberían ser mayores que las de los grupos (Clarke, 1993). El estadístico ANOSIM R se basa en la diferencia de rangos medios entre los grupos (r_B) y dentro de los grupos (r_W):

$$R = (r_B - r_W) / (N(N - 1) / 4)$$

La significación estadística de R observada se evalúa permutando el vector de agrupación para obtener la distribución empírica de R bajo el modelo nulo. El valor del estadístico R que indica la magnitud de la diferencia entre los grupos que se están comparando (Clarke y Warwick, 2001). Este índice está basado en los rangos de "disimilaridades" presentes en las comunidades/ ensambles ecológicos, el cual varía en el rango de -1.0 a +1.0. Los ensambles rara vez presentan un $R < 0$. Si el valor de $R \approx 0$, no existe diferencia entre grupos. En cambio, sí $R > 0$, los grupos difieren en la composición del ensamble. La función supone que todas las diferencias clasificadas dentro de los grupos tienen una mediana y un rango iguales.

La contribución de las especies a la diferenciación o similitud entre grupos se analizó con el módulo SIMPER ("similarity percentages"). Este análisis desglosa la contribución de cada especie a la similitud (o disimilitud) observada entre las muestras. Permite identificar las especies que son más importantes para crear el patrón de similitud observado. El método utiliza la medida de similitud Bray-Curtis, comparando a



su vez, cada muestra en el Grupo 1 con cada muestra en el Grupo 2. El método Bray-Curtis opera a nivel de especie, por lo tanto, la similitud media entre los Grupos 1 y 2 puede ser obtenida para cada especie. Por último, para analizar los registros obtenidos por las unidades de muestreo se realizó un gráfico de frecuencias de las capturas en las 30 trampas de cada sitio.

RESULTADOS

COMPOSICIÓN DE ESPECIES, RIQUEZA Y ABUNDANCIA

Solo 5 especies de lagartijas psamófilas fueron encontradas en ambos sitios (*Liolaemus cuyanus*, *Liolaemus laurenti*, *Liolaemus olongasta*, *Homonota underwoodi* y *Aurivela cf. longicauda*) (Tabla 1). Las dos especies restantes, *Liolaemus anomalus* y *Liolaemus riojanus* fueron encontradas, cada una, en uno de los sitios muestreados, la primera en el sitio con disturbio y la segunda en el sitio sin disturbio.

Tabla 1. Lista de especies, con su abundancia, obtenida para cada sitio muestreado.

	Especies	Sitio con disturbio	Sitio sin disturbio	Total
1	<i>Liolaemus anomalus</i>	1	0	1
2	<i>Liolaemus cuyanus</i>	29	29	58
3	<i>Liolaemus olongasta</i>	7	9	16
4	<i>Liolaemus laurenti</i>	6	3	9
5	<i>Liolaemus riojanus</i>	0	5	5
6	<i>Aurivela cf. longicauda</i>	11	18	29
7	<i>Homonota underwoodi</i>	17	22	39
	Total	71	86	157



En la figura 4, se pueden observar las dos curvas, obtenidas para los sitios muestreados. En la primera curva, sitio con disturbio, se observa con menor valor a la especie *Liolaemus anomalus* que solo fue encontrada en esta área. Si se considera la frecuencia de captura para definir el orden de dominancia, se puede establecer que para el sitio con disturbio la especie más dominante es *Liolaemus cuyanus* en primer lugar y *Homonota underwoodi* en segundo lugar. Las mismas especies fueron dominantes en el sitio sin disturbio.

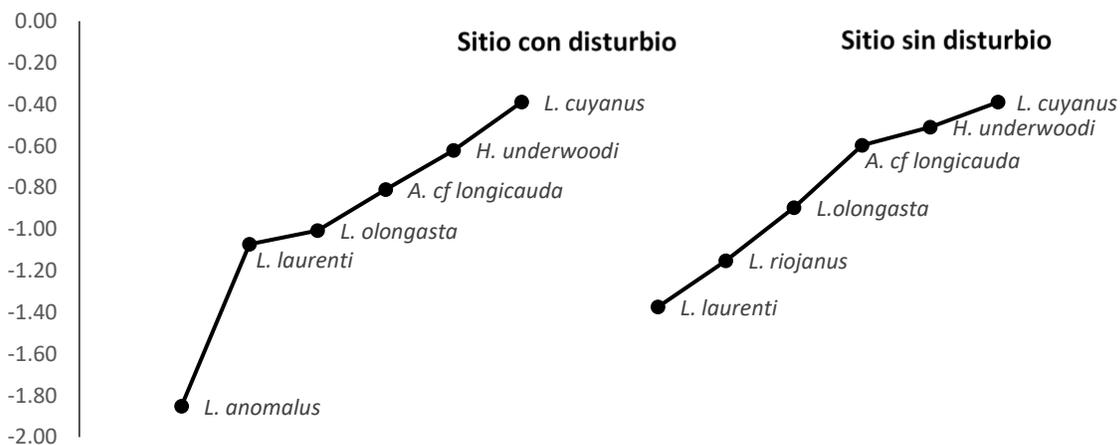


Figura 4. Curvas de rango-abundancia para los sitios muestreados.

DIVERSIDAD Y EQUITATIVIDAD DE CADA SITIO ESTUDIADO.

En la muestra analizada (Tabla 1), el índice de Shannon obtenido fue $H_{cd}' = 1.49$ para el sitio con disturbio y $H_{sd}' = 1.56$ para el sitio sin disturbio. Como el valor de t obtenido (0.117) es menor que el valor de t en tablas, aceptamos la hipótesis nula y se concluye que la diversidad de lagartijas del sitio con disturbio es igual que la diversidad lagartijas en el sitio sin disturbio.

El índice de equidad de Pielou dio un valor de $J' = 0.83$ para el sitio con disturbio y $J' = 0.87$ para el sitio sin disturbio, lo que indicaría que la mayoría de las especies son igualmente abundantes en ambas muestras.



NUMERO EFECTIVO DE ESPECIES PRESENTES EN LA MUESTRA

Los valores indicados en la Tabla 2 muestran que ambas muestras tienen el mismo número total de especies. Aunque, los números de especies abundantes y de especies muy abundantes varíen en los decimales, esta medida del número de especies es ponderada por su abundancia ($N_0 > N_1 > N_2$).

Tabla 2. Valores de los números efectivos de especies obtenidos para cada sitio muestreado.

	Sitio con disturbio	Sitio sin disturbio
$N_0 = S$	6	6
$N_1 = e^H$	4.416968	4.647353
$N_2 = 1/D_{Si}$	1.360915	1.323101

DIFERENCIAS DE TAMAÑO ENTRE LAS MISMAS ESPECIES DE AMBOS SITIOS ESTUDIADOS.

Lo propuesto para este objetivo no pudo ser medido para *Liolaemus anomalus* debido a que en total solo se encontró un individuo en el área muestreada. Algo similar ocurre con *Liolaemus riojanus*, solo hallado en el sitio sin disturbio, donde únicamente se encontraron seis individuos: tres machos y tres hembras adultas, lo que no permitió poder calcular el estadístico planteado para esta especie. Los resultados obtenidos pueden verse en la Tabla 3.

Tabla 3. Resultados obtenidos de los test de Student para el análisis de diferencias de tamaño entre los individuos de cada uno de los sitios.

	Longitud hocico – cloaca (LHC)			Longitud total (LT)		
	t	p	Monte Carlo	t	p	Monte Carlo
<i>Liolaemus cuyanus</i>	0.29	0.77	0.78	0.38	0.71	0.70
<i>Liolaemus laurenti</i>	0.46	0.67	0.70	0.15	0.89	0.75
<i>Liolaemus olongasta</i>	0.52	0.61	0.60	0.17	0.86	0.84
<i>Aurivela longicauda</i>	0.07	1.91	0.07	0.90	0.38	0.39
<i>Homonota underwoodi</i>	1.06	0.30	0.30	2.48	0.01	0.01



COMPARACIÓN SOBRE EL ESTADO DE LAS COLAS DE LAS ESPECIES DE AMBOS SITIOS

De los 157 individuos colectados para ambos sitios: 111 individuos presentaron colas en buen estado (un 43% pertenece al sitio con disturbio y un 57% pertenece al sitio sin disturbio) y 43 individuos presentaron colas autotomizadas/regeneradas (49% pertenecen al sitio con disturbio y un 51% al sitio sin disturbio.). En el sitio con disturbio, con un total de 70 individuos, 49 presentaron colas en buen estado y 21 presentaron la situación opuesta. Por otro lado, en el sitio sin disturbio, con un total de 87 individuos, 6 presentaron colas en buen estado y 22 tenían las colas autotomizadas/regeneradas (Fig.5). Como resultado de las pruebas de proporciones ($X^2 = 0.22862$, $df = 1$, $p = 0.6325$), las muestras de ambos sitios no presentan diferencias estadísticamente significativas.

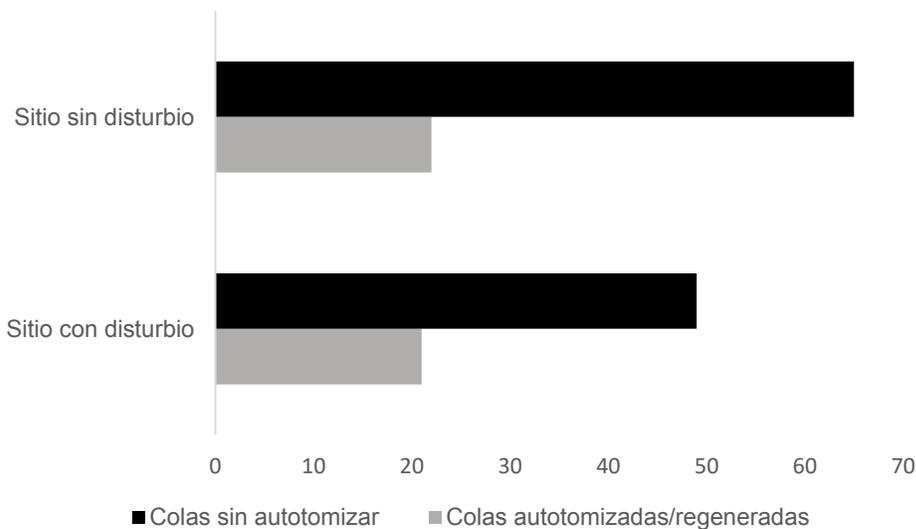


Figura 5. Gráfico de frecuencias del estado de las colas por sitio.

EXAMINAR LA RELACIÓN ENTRE LAS CAPTURAS DE LAS ESPECIES Y LAS ESTACIONES DEL AÑO.

El análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) puede observarse en la figura 6, donde los puntos representan cada captura obtenida en las trampas a lo largo de las cuatro temporadas, y las elipses que estos registros forman



en el espacio. En la figura 7, se pueden observar los gráficos obtenidos para cada estación en ambos sitios con las especies capturadas en las trampas. En la tabla 4, se pueden observar los resultados obtenidos para el análisis de similaridad (ANOSIM) en los sitios muestreados. El ANOSIM refuerza los resultados obtenidos en la representación gráfica de NMDS.

Posteriormente se utilizó el porcentaje de similitudes (SIMPER) para cuantificar la contribución de las especies en las diferencias observadas con el índice de Bray-Curtis. En la Tabla 5, se observa que *Homonota underwoodi* y *Aurivela cf. longicauda* contribuyen a separar entre ambos grupos, siendo *Homonota underwoodi*, una especie dominante en ambos sitios. Otras especies *Liolaemus cuyanus* y *Liolaemus olongasta* también tienen cierta contribución, aunque menor.

Tabla 4. Análisis de similaridad (ANOSIM) con los distintos valores de R y p para todos los análisis efectuados en las distintas estaciones.

	Estadístico R	p
Grupal (4 estaciones – ambos sitios)	0.36	0.0001
Estaciones entre sitios		
Verano - Verano	0.53	0.004
Otoño - Otoño	0.09	0.057
Invierno - Invierno	-0.74	1
Primavera - Primavera	0.14	0.0321

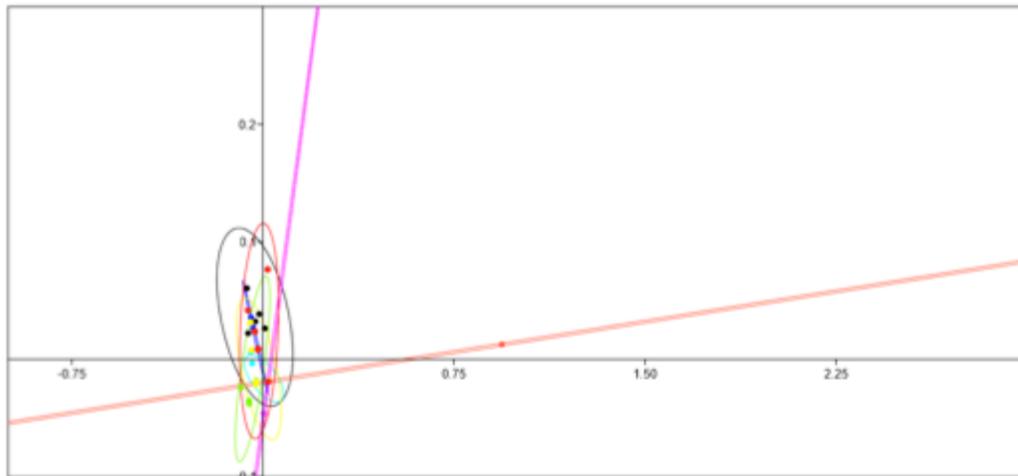
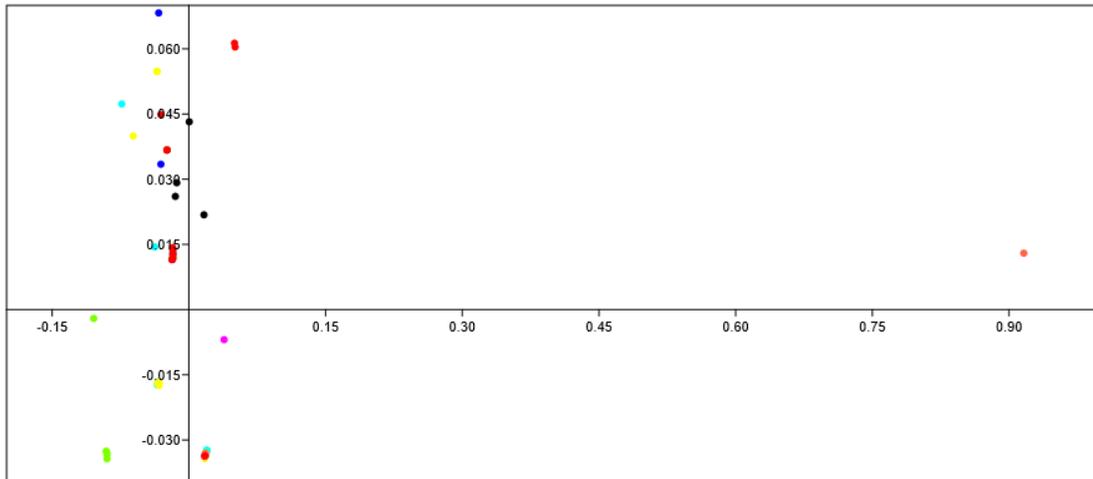


Figura 6. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) para ambos sitios en y todas las estaciones: solo la distribución de lo puntos (A) con las elipses que agrupan los registros (B).

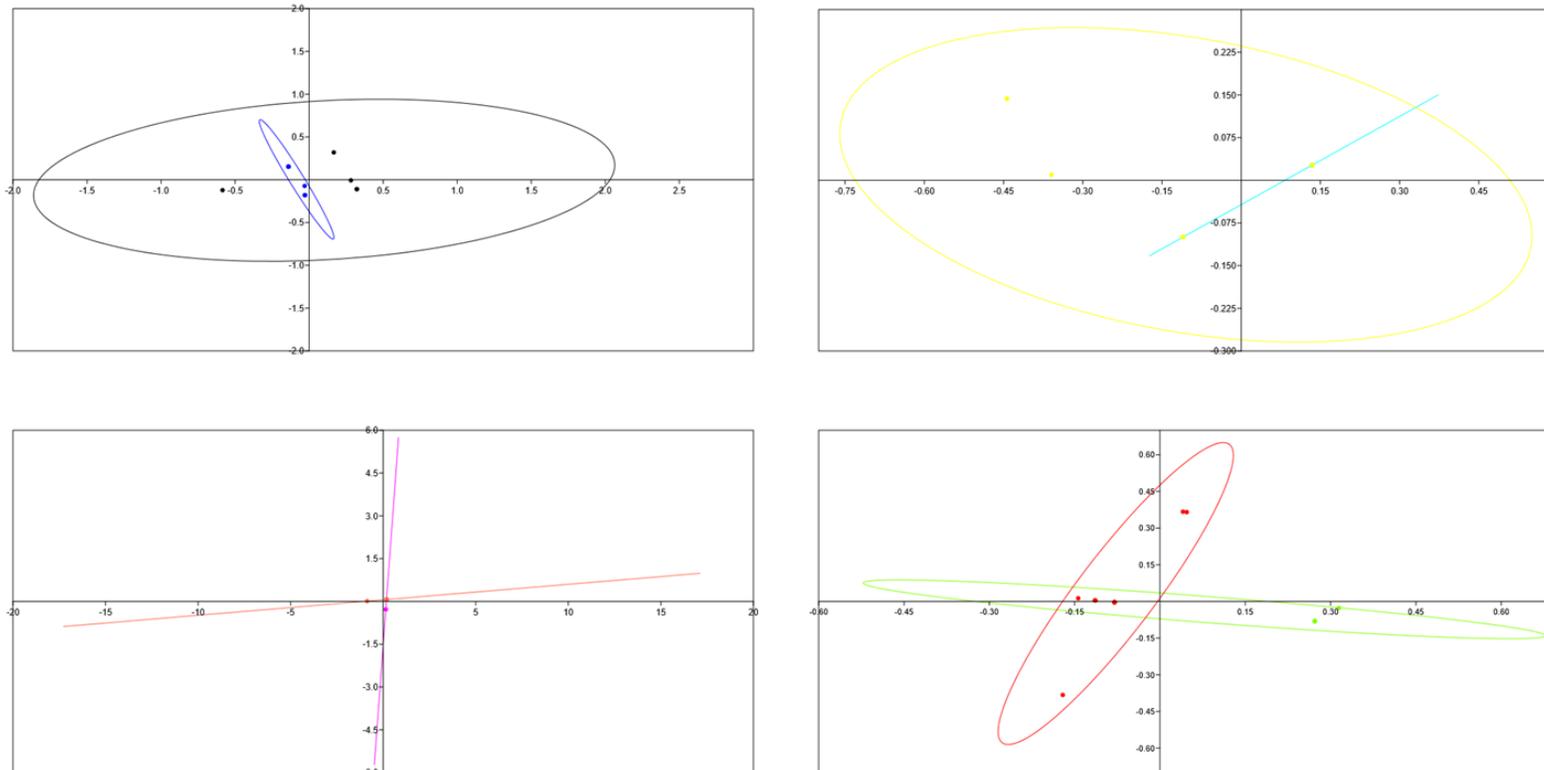


Figura 7. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) para ambos sitios en las cuatro estaciones: verano (A) en negro el sitio disturbado y azul el sitio sin disturbio, otoño (B) en turquesa el sitio disturbado y amarillo el sitio sin disturbio, invierno (C) en rosa el sitio disturbado y naranja el sitio sin disturbio; y primavera (D) en verde sitio disturbado y rojo el sitio sin disturbio.



Tabla 5. Análisis de similaridad (SIMPER) basado en las abundancias de individuos obtenidas para cada sitio.

Especies entre sitios/temporadas	Disimilitud	Contribución (%)
<i>Homonota underwoodi</i>	13.5	28.27
<i>Aurivela cf. longicauda</i>	12.41	25.99
<i>Liolaemus cuyanus</i>	8.515	17.83
<i>Liolaemus olongasta</i>	6.434	13.47
<i>Liolaemus laurenti</i>	4.528	9.48
<i>Liolaemus riojanus</i>	1.997	4.181
<i>Liolaemus anomalus</i>	0.3696	0.7739
Verano entre sitios		
<i>Homonota underwoodi</i>	16	80
<i>Liolaemus cuyanus</i>	4	20
<i>Aurivela longicauda</i>	0	0
Otoño entre sitios		
<i>Homonota underwoodi</i>	17.8	82
<i>Aurivela cf. longicauda</i>	3.906	18
<i>Liolaemus cuyanus</i>	0	0
Invierno entre sitios		
<i>Liolaemus cuyanus</i>	33.33	100
<i>Homonota underwoodi</i>	0	0
<i>Aurivela cf. longicauda</i>	0	0
Primavera entre sitios		
<i>Aurivela cf. longicauda</i>	13.64	37.5
<i>Liolaemus cuyanus</i>	12.81	35.23
<i>Homonota underwoodi</i>	9.917	27.27

En la Fig. 8, se puede observar que para el sitio con disturbio la mayor cantidad de registros de individuos capturados provienen de las trampas 21 (con 7 registros), 18 (con 6 registros) y 20 (con 5 registros). Del sitio sin disturbio, existen dos unidades de muestreo que registraron aún mayor cantidad de capturas, la trampa 27 (con 12 registros), 9 (con 10 registros) y en tercer lugar las trampas 5,7,9 y 29 (todas con 5 registros). También se puede destacar que en 4 unidades de muestreo no se capturaron ninguna de las especies: trampas 8 y 22 (sitio con disturbio); y 1 y 2 (sitio sin disturbio).

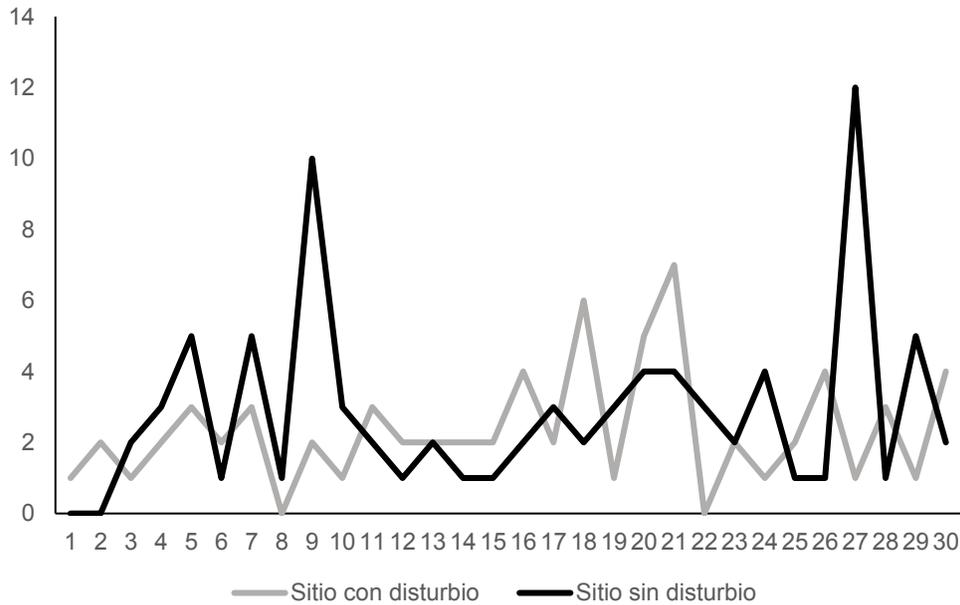


Figura 8. Gráfico de frecuencias de registro de capturas por trampa en ambos sitios.

CONCLUSIONES Y DISCUSIONES

Con respecto a la primera hipótesis planteada, los resultados obtenidos en este estudio indican que se observó una menor diversidad en el sitio con impacto, aceptando la primera hipótesis, que indica que los sitios tienen una estructura de especies que presenta diferencias. Con respecto a la segunda hipótesis planteada, solo se obtuvo diferencias en los tamaños corporales para la especie *Homonota underwoodi*. En base a los resultados obtenidos y considerando los supuestos de base planteados, la heterogeneidad de la distribución de las especies dentro del área protegida, podría estar asociada principalmente al turismo y a la presencia de las rutas y el camino interno.

Dundas *et al.* (2019) indican que las trampas de caída de captura vivo de reptiles, permiten la identificación positiva de especies, la evaluación morfológica y la recopilación de información. Las trampas de caída son una metodología propuesta hace años para los estudios ecológicos de reptiles (Dodd, 2016). Si bien para este análisis, la metodología fue efectiva y permitió capturar fácilmente a todas las especies



presentes en el arenal para poder aprender a reconocerlas, considero que el muestreo exclusivamente con trampas, en estos sitios, no es completamente eficiente. Primero, las condiciones climáticas muchas veces dificultaron el trabajo de campo. Las trampas luego de eventos climáticos (fuertes vientos, lluvias) tuvieron que ser varias veces reacondicionadas ya que se llenaban de arena, de agua, se elevaban los tachos o se tapaban los cercos. Por otro lado, durante los recorridos para revisar las trampas era común registrar en ocasiones más individuos de los que se capturaron en cada trampa. Si bien en la mayoría de trampas hubo capturas, el total de registros obtenidos fue menos de lo esperado y en menor número que con otras técnicas de muestreo aplicadas en otros capítulos. Por último, revisar las trampas requirió un increíble esfuerzo de muestreo, lo que pareciera no verse reflejado en el número total de capturas obtenido para ambos sitios.

Si analizamos los tamaños de las especies según el sitio donde se encuentran solo para la longitud total (LT) de *Homonota underwoodi* existe una diferencia significativa del tamaño de los individuos entre sitios. El valor de $p = 0.01$, proporciona la evidencia más fuerte para aceptar la hipótesis nula planteada para ese análisis, la cual indicaría que ambas muestras son consideradas diferentes. Esta diferencia de tamaño en los individuos, se podría explicar analizando la disponibilidad de alimento presente en casa sitio, pensando en que diferencia de condiciones el impacto turístico y / o las rutas afectarían en que las especies tengan una mayor disponibilidad del recurso. Existen autores que plantean que las rutas podrían generar cambios en las estructuras vegetales (Vargas Salinas *et al.*, 2011). Por ejemplo, la acumulación de agua en los bordes de la ruta, podría tener un efecto positivo en las plantas de los alrededores que a su vez funcionarían como una fuente de alimento para los invertebrados, creando así condiciones para el número de algunos invertebrados sean mayor estos ambientes cercanos a las rutas. Esta consecuencia de las rutas podría tener un importante efecto positivo para esta especie debido a que se alimenta de invertebrados. Para explicar si esta diferencia está relacionada al recurso alimenticio, en futuros trabajos se debería analizar la disponibilidad de alimento presente en cada sitio, junto con la dieta de esta especie.



De acuerdo a los resultados obtenidos, en ambos sitios, los individuos no presentan la misma frecuencia de colas autotomizadas/regeneradas. Sin embargo, al aplicar el test estadístico se concluyó que las diferencias no son estadísticamente significativas. Considero que es necesario realizar más relevamientos en el campo para analizar esta problemática. La pérdida de la cola permite que la lagartija se separe de un depredador que lo ha agarrado por la misma, mientras que la cola también puede actuar como una distracción a través de movimientos espontáneos o retorciéndose, atrayendo la atención del depredador mientras la lagartija escapa (Edmunds, 1974; Arnold, 1988; Pafilis *et al.*, 2005). Por ejemplo, para explicar porque hay gran cantidad de lagartijas sin cola en el sitio sin disturbio sería interesante evaluar la relación de estas especies con los depredadores. En el sitio sin disturbio, fue común registrar un gran número de aves, serpientes, zorros, entre otros depredadores; en algunas ocasiones cazando a estos animales (Kass, *obs. pers.*), indicadores que podrían explicar los valores altos de colas autotomizadas/regeneradas para el sitio sin disturbio (Downes & Shine, 2001). Aunque no se registraron los mismos depredadores durante el trabajo de campo (solo zorros en el área del camping), podría también pensarse la probabilidad de que la presencia de los turistas o simplemente la cercanía a las rutas, tengan algún impacto en la pérdida de las colas de los individuos que ahí se encuentran. Tanner y Perry (2007), analizan en su trabajo que existe un alto porcentaje de lagartijas que perdían su cola en las cercanías de la ruta, pero lo más importante fue que observaron que a medida que se alejaban de la ruta este comportamiento iba disminuyendo, concluyendo que la presencia de la ruta está directamente relacionada a esta variable. No haber obtenido los mismos resultados que estos autores podría estar relacionado a la metodología que utilizaron para el relevamiento de los datos en el campo. Ellos realizaron transectas perpendiculares a la ruta, en cambio yo utilice trampas de caída. Sería interesante replicar la misma metodología para poder analizar si existe alguna diferencia en el estado de las colas estrechamente relacionada a la cercanía a las rutas.

En cuanto a la comparación de abundancias entre sitios, en el sitio sin disturbio se registró una mayor cantidad de individuos que el sitio con disturbio. Esta diferencia de cantidad de individuos capturada, junto con los resultados obtenidos en los capítulos



anteriores, podrían indicar que las actividades turísticas y la cercanía a las rutas, estarían influyendo de alguna manera en la distribución de estos individuos. Solo para una especie (*Liolaemus laurenti*), se obtuvo mayor abundancia en el sitio con disturbio. La especie *Liolaemus anomalus* fue capturada solamente en el sitio con disturbio y en una abundancia baja, respecto a los demás registros. Esta especie era común encontrarla en el área (Abdala, *com. pers.*) y por esa razón los folletos que se le distribuían a los visitantes del área protegida tenían incorporada una foto de la misma. Sin embargo, otros investigadores resaltan que es una especie difícil de ver y que se la encuentra limitada a ambientes con superficie cubierta de piedras, generalmente en el norte del PNT (Avila, *com. pers.*). Actualmente es la lagartija arenícola más difícil de encontrar en el PNT. Esta especie fue encontrada asociada a sitios de extrema aridez dentro de los arenales (ambientes similares a lo descrito para otros sectores del país por Abdala *et al.*, 2012), donde el sedimento era tan seco que se formaban grietas en la arena. Este tipo de microhábitat fue solo identificado en el área con disturbio, producto de los eventos estocásticos en épocas de lluvia, lo que explicaría la presencia de esta especie en este sitio y la ausencia de la misma en el sitio control. Probablemente, esta especie no se encuentre distribuida homogéneamente en todo el arenal, debido a sus preferencias de hábitat, es probable que solamente se la encuentre en los parches secos, con grietas en el suelo que se generan en algunos sectores del PNT (Kass, *obs. pers.*).

Liolaemus riojanus, fue encontrada en áreas de sistemas de dunas activas (Avila, *com. pers.*) que presentaban dunas o una gran cantidad de arena suelta. Este tipo de microhábitat fue encontrado en ambos sitios, sin embargo, era más común para el sitio sin disturbio, lo que explicaría para esta especie los 5 registros obtenidos para el sitio no disturbado. Que no haya sido capturada mediante el uso de esta metodología en el sitio con disturbio turístico podría explicarse de la siguiente manera: (1) la especie está presente pero no fue capturada mediante esta metodología, (2) la abundancia de esta especie es menor en este sitio y más esfuerzo de muestreo debió ser empleado para capturarla o (3) la especie ya no se encuentra en este sitio debido a la presión que el turismo ejerce sobre esta zona del PNT.



Entre las especies comunes para ambos sitios, fue *Liolaemus cuyanus* la cual presentó en exactamente igual cantidad para los dos sitios. La relación adulto/juvenil no presentó una variación significativa ya que se registraron 17 adultos y 12 juveniles para el sitio con disturbio y 16 adultos y 13 juveniles para el sitio sin disturbio. La distribución similar de esta especie, típicamente psamófila, habitante de biotopos arenosos la región biogeográfica del Monte (Ceí, 1993; Laspiur & Acosta, 2007; Moreno-Azócar & Acosta, 2011), dentro del parque podría explicarse debido a sus hábitos fue la especie más abundante. Moreno-Azócar & Acosta (2011) tras analizar su dieta explican que es una especie omnívora con dieta una dieta oportunista asociada a una búsqueda activa de los alimentos.

Los registros obtenidos para *Aurivela cf. longicauda*, muestran una mayor cantidad de adultos para el sitio sin disturbio que para el sitio con disturbio (12/7) y una relación casi similar en la presencia de juveniles, aunque también mayor para el sitio sin disturbio (6/4). Como se observó en el capítulo II, esta especie es una de las más abundantes de todas las lagartijas del ensamble y era esperable obtener más capturas. Sin embargo, las observaciones registradas en el campo indican que la abundancia de esta especie varía estacionalmente, siendo su mayor periodo de actividad en las estaciones primavera-verano.

El orden jerárquico de las especies presentes en cada unidad de muestreo obtenidos, indicado en las curvas, explican que especies dominan los tipos de hábitats evaluados (Whittaker, 1965; Barrientos *et al.*, 2016). En ensamblajes de especies más equitativos, la pendiente de la curva de rango abundancia es más suave (Whittaker, 1965; Barrientos *et al.*, 2016) ya que existe poca diferencia entre las especies más abundantes y las que les siguen (esto se observa para el sitio sin disturbio). Cuando existen especies poco dominantes, se evidencia en la curva una pendiente más pronunciada (lo que se observa en el sitio con disturbio ante la presencia de solo un individuo de *Liolaemus anomalus*). La diferencia de abundancia entre ellas debe ser explicada por el tipo de hábitat presente en cada uno de los sitios. El sitio sin disturbio presenta sitios prístinos de actividad humana donde los arenales registran únicamente huella de animales del mismo parque. Si bien el valor de riqueza y diversidad no indican que existan diferencias significativas entre los sitios estudiados;



el índice de equidad de Pielou indica que las especies serían igualmente abundantes en ambos sitios.

Si los números efectivos de especies son las unidades de medición de la diversidad verdadera (Moreno *et al.*, 2011), podemos indicar que en este caso en el análisis de especies muestra un igual número de especies en la muestra, a diferencia en (N_0). Si bien el número de las especies abundantes (N_1) es similar, la diferencia en los decimales, indica una mayor cantidad de especies en el sitio sin disturbio. Por último, el número de especies muy abundantes (N_2), para ambos sitios sería de una especie para cada sitio.

Los ordenamientos (NMDS) presentaron coeficientes de Stress de 0.19, indicando que las gráficas resultantes son útiles para ser interpretadas (Clarke y Warwick, 2001). De acuerdo a lo obtenido en el NMDS, analizar todos los registros juntos no evidenció ningún agrupamiento, lo que indica en líneas generales que no hay diferencias entre las capturas por temporadas y por sitios. En el caso del verano, otoño e invierno, se puede ver que los registros no se diferencian, sino que indicarían que se encuentra dentro de la misma elipse. No obstante, con respecto al verano, existe una superposición menor que en las otras estaciones y algunos registros del sitio sin disturbio se separan del sitio con disturbio. En términos biológicos, esto podría significar que existe una distribución temporal de las especies en el ensamble. En términos ecológicos esta estrategia podría ser de gran utilidad para la supervivencia de todas las especies que conforman este ensamble ya que les permitiría un uso compartido de los recursos disponibles.

Los resultados obtenidos del análisis de análisis de similaridad (ANOSIM) que compara las especies capturadas en las trampas en los distintos sitios en las cuatro temporadas de muestreo indicarían que los grupos difieren en la composición del ensamble en todas las estaciones, pero que la separación no es completa. Analizando cada estación en particular, el verano es la estación en la cual existe la mayor diferencia, luego la primavera y, por último, el otoño. Los resultados obtenidos para el invierno indican que no existe diferencia entre los resultados obtenidos para cada sitio en esa estación.



El análisis de similaridad (SIMPER) reveló que los mayores porcentajes de similitud se registró en el invierno (mismos resultados que arroja el análisis de ANOSIM) siendo *Liolaemus cuyanus* la especie que contribuye un 100% en la dominancia. Para el verano y el otoño es *Homonota underwoodi* quien contribuye con el mayor porcentaje, pero son *Aurivela cf. longicauda* y *Liolaemus cuyanus* quienes tienen los valores más altos para la primavera.

Se puede concluir entonces que existe diferencia en el valor de abundancia de los individuos capturados, que podría estar relacionada con las áreas de uso público del PNT. Si bien la riqueza de ambos sitios muestra el mismo valor, los sitios presentan especies diferentes. Las especies *Liolaemus cuyanus*, *Liolaemus underwoodi* y *Aurivela cf. longicauda* son las especies más abundantes en los arenales y tienen amplia dominancia en ambos sitios. *Liolaemus anomalus* es la especie más rara del ensamble. Debido a que su presencia solo fue registrada en áreas con impacto turístico, es necesario proponer acciones de manejo que permitan proteger a sus poblaciones. Los aportes aquí presentados son fundamentales para comprender la estructura y el funcionamiento de este ensamble de lagartijas del PNT. Nuevos relevamientos en el campo, utilizando otras técnicas de muestreo serían de gran utilidad para complementar la información que presenta este capítulo. Los datos aquí aportados son clave para el manejo y la conservación efectiva de especies de lagartijas amenazadas, y no amenazadas.



CAPITULO V

ÁREAS PRIORITARIAS DE CONSERVACIÓN DENTRO DEL PNT

RESUMEN - El Parque Nacional Talampaya es de fundamental importancia conocer la distribución geográfica de las especies si queremos conservarlas. El área de distribución es la fracción del espacio geográfico donde una especie está presente. Se analizará la distribución del ensamble de lagartijas del Parque Nacional Talampaya (PNT) a través de SIG. Se utilizarán mapas descargados de la página oficial de la UICN para estimar el hábitat de ocurrencia para cada especie en el área protegida. Se generó un mapa de área de mayor riqueza para las especies estudiadas a través del QGIS. Esta superficie corresponde a un 0.5% de todo el PNT y la RN76 la divide en dos mitades. Se realizaron mapas de 10 de las 15 especies de lagartijas registradas para el PNT. Además, no pudieron utilizarse los polígonos de las 15 especies debido a que aquellos pertenecientes a las especies *Aurivela* cf. *longicauda*, *Teius teyou*, *Homonota borellii*, *Liolaemus koslowskyi* y *Pristidactylus fasciatus* no incluyen al PNT en su área de distribución. El sitio de mayor riqueza el tipo de cobertura, corresponde a áreas exclusivas pedregal, afloramientos rocosos y arenales con ripio y canto. Para proponer las correctas áreas prioritarias de conservación, es necesario aplicar una combinación de técnicas de muestreo a campo junto con esta metodología.



ANÁLISIS DE DISTRIBUCIÓN DEL ENSAMBLE DE LAS LAGARTIJAS DEL PNT EN RELACIÓN A LA PRESENCIA DE LA RN76

MARCO TEÓRICO

Resulta fundamental conocer la distribución geográfica de las especies para poder conservarlas (Burgman & Fox, 2003; Di Pietro *et al.*, 2018). El área de distribución se define como la fracción del espacio geográfico donde una especie está presente e interactúa con el ecosistema. La presencia / ausencia de las especies en el espacio geográfico está definida por factores fisiológicos, biogeográficos y ecológicos (Maciel-Mata *et al.*, 2015). Es por ello que el área de distribución nos brinda información esencial sobre las restricciones ecológicas y evolutivas involucradas en los patrones de diversidad (Elith *et al.*, 2006; Ferrier & Guisan, 2006). Por lo tanto, esta información resulta útil para planificar estrategias que aseguren la conservación óptima de la biodiversidad (Corbalán *et al.*, 2011).

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) considera a los datos espaciales como un componente clave para categorizar especies y para apoyar la conservación de la biodiversidad (UICN, 2018). Los mapas de distribución, generados por la UICN a través de datos provistos por especialistas, tienen como objetivo proporcionar un acercamiento a la distribución real de un taxón. Los límites de distribución se determinan utilizando datos de ocurrencias y en base a esto se determina el rango aproximado de área ocupado por una especie (UICN, 2018). Estos mapas, representados como polígonos de presencia, muestran los límites de la distribución del taxón en un rango en un área en particular (Burgman & Fox, 2003; Svenning & Skov 2004, Ridgely *et al.*, 2007). A estos mapas se los considera una guía fundamental para la toma de decisiones en la planificación de la conservación de la biodiversidad e información de políticas y para la creación de áreas protegidas.

A nivel mundial se realizan estudios de la biología de la conservación, basados en la distribución de las especies, que tienen como meta la identificación de áreas



prioritarias de conservación (Corbalán *et al.*, 2011). También, existen estudios realizados en nuestro país, con distintos grupos de vertebrados, que indican que estas áreas necesitan mayor espacio geográfico para poder cumplir con estos objetivos de conservación (Corbalán *et al.*, 2011; Tognelli *et al.*, 2011; Nori *et al.*, 2013; Di Pietro *et al.*, 2018). Chebez *et al.* (2005) indican que, en Argentina, la Administración de Parques Nacionales protege solamente a un 56% de las especies de reptiles que componen la fauna argentina. El Parque Nacional Talampaya (PNT) protege solamente a un 6% de las especies de lagartos de todo el país y alberga solo un el 40% de la diversidad de lagartijas citadas para la provincia de La Rioja (Kass *et al.*, 2018).

El PNT ocupa 2138km² de la provincia de La Rioja, albergando a 355 especies animales y vegetales bajo el objetivo de preservación de especies y diversidad genética (SIB, 2019). Sin embargo, no existen estudios que comprueben la eficiencia de esta área en cuanto a la protección de las especies que protege. Por lo tanto, en este capítulo se desea analizar a través de las distribuciones de las lagartijas del PNT la eficacia de la superficie designada para contener en sus límites las distribuciones de las especies. También se desea conocer si existe algún sector del PNT pueda ser considerado área prioritaria de conservación a partir de las distribuciones de lagartijas utilizadas.

OBJETIVO GENERAL

Analizar la distribución del ensamble de lagartijas a través de herramientas de análisis espacial, con el propósito de delimitar áreas prioritarias de conservación y manejo dentro del PNT.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Examinar que porcentaje de la distribución de estas especies se encuentra protegida en PNT.



2. Analizar el hábitat de ocurrencia geográfica (según el tipo de suelo) dentro del PNT.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

A diferencia de los capítulos anteriores donde solo se estudió una fracción del PNT, para este capítulo se abarcó la totalidad del área protegida.

ESPECIES SELECCIONADAS

Para analizar la distribución del ensamble de lagartijas que habitan el PNT, se tomaron en cuenta las 15 especies con registros confirmados obtenidos en la lista actualizada de especies (ver capítulo I).

ANÁLISIS

* ANÁLISIS ESPACIAL

Con el programa QGIS 3.8.2 se realizó la intersección de capas vectoriales. Este geo-proceso calcula una intersección geométrica entre las capas de entrada. El resultado es una nueva capa que contiene sólo los elementos que intersecan todas las capas de entrada y sus atributos (QGIS Development Team, 2017). Al combinar capas que poseen elementos con distinta geometría, la geometría de la capa de salida será por defecto la misma que la de la capa de entrada con menor dimensión. Primero se realizó, este proceso para generar la capa correspondiente a la distribución de estas especies solo para la provincia de La Rioja, debido a que las distribuciones reflejan el rango completo de distribución sin discriminar límites políticos. Una vez logradas estas capas se efectuó la intersección de las mismas con el polígono del parque, obteniendo las distribuciones de las siete especies para el área protegida. Este mapa obtenido mostrará el área con la distribución de la riqueza de las especies seleccionadas para este estudio. También, con esta metodología, se espera poder identificar si existen



patrones comunes de distribución geográfica en las especies del ensamble a través de los mapas obtenidos.

Para evaluar qué porcentaje de la distribución de estas especies se encuentra protegida dentro del PNT se comparan las áreas de las distribuciones de las distintas especies dentro del PNT y en la provincia de La Rioja. Se hará hincapié en las especies categorizadas para analizar la efectividad del PNT. Por último, una vez obtenidos estos mapas, se espera poder proponer áreas prioritarias de conservación y manejo dentro del área protegida. Por áreas prioritarias de conservación, me refiero a seleccionar áreas que presenten la necesidad de ser protegidas porque presentan algún tipo de amenaza (presencia de rutas o turismo) que afecta al ensamble de lagartijas dentro del PNT. Para analizar el hábitat de ocurrencia se tendrá en cuenta la capa de tipo de suelos en relación con la distribución de las especies.

* CAPAS

Se utilizaron las siguientes capas: Argentina, provincias, departamentos/partidos, altitud y los tipos de suelo. Todas fueron obtenidas de la página oficial del Instituto Geográfico Nacional <http://www.ign.gob.ar>.

* OBTENCIÓN DE POLÍGONOS Y RUTAS

El polígono del Parque Nacional Talampaya, la RN76 y el camino interno fueron dibujados manualmente sobre las imágenes de satélite que pueden verse en el programa Google Earth Pro. El resultado se guardó en el formato *Keyhole Markup Language* (.kml) para su posterior procesamiento en un SIG.

Los polígonos de las 15 especies fueron obtenidos del sitio web de la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN (fecha de descarga: Noviembre, 2018). Se descargaron los archivos en formato *Shape* (.shp), correspondientes a las distribuciones de las especies. Estos son de libre acceso y pueden descargarse desde su página web (<https://www.iucnredlist.org/search>). Todos los datos se encuentran



expresados en coordenadas geodésicas, utilizando el Sistema de referencia WGS 84 y el marco de referencia POSGAR 07 (Código EPSG:4326).

RESULTADOS

Se presentaron las distribuciones de las especies para la provincia (Fig. 1). El PNT, solo cubre un 2.3% de la superficie de la Provincia de La Rioja. El mapa con las distribuciones de las especies para el PNT. Refleja un área donde se distribuyen solo 10 de las 15 especies confirmadas para el área. Los polígonos obtenidos del sitio de la UICN pertenecientes a las especies *Aurivela cf. longicauda*, *Teius teyou*, *Homonota borellii* y *Liolaemus koslowskyi*, no incluyen al PNT en su área de distribución. El mapa disponible para la especie *Pristidactylus fasciatus* en su rango de distribución no contiene a la provincia de La Rioja.

También, para el PNT, se esbozó un mapa con las distribuciones de las especies para el mismo (Fig. 4). Como puede verse en las Fig. 2 y 3, la intersección de todos los polígonos de las 10 especies muestra el área de mayor riqueza. Esta superficie corresponde a un 0.5% de todo el Parque Nacional Talampaya y se encuentra atravesada por la RN76 que la divide en dos mitades, una de 7.38km² y otra de 3.22km², sumando un área total de 10.60km². Según los mapas obtenidos, las dos especies que limitarían esta área debido a que muestran una distribución acotada son *Liolaemus riojanus* y *Liolaemus talampaya*.

El hábitat de ocurrencia está formando por seis tipos de suelo a) afloramiento rocoso, b) arenal con ripio y canto rodado; c) arenal; b) barrial, barrizal, guadal; c) mallín y d) médanos y dunas. El área de mayor riqueza de especies tiene un tipo de suelo formado por un mayor porcentaje de pedregal, luego afloramiento rocoso y por último arenal con ripio y canto rodado (Fig. 3). El pedregal es un terreno cubierto de piedra suelta (rocas de diferentes tamaños y composición) y su origen puede ser muy variado. El afloramiento rocoso es la manifestación superficial de estratos de cualquier tipo de roca que asoma a la superficie del terreno. El arenal con ripio y canto rodado, es un terreno que además de arena suelta cuenta con materiales provenientes de



descomposición, acumulación, de restos de roca. La especie *Leiosaurus catamarcensis* es la que mayor porcentaje de cobertura presenta dentro del PNT. A esta la sigue la especie endémica del área *Liolaemus talampaya* (76.82%). En tercer y cuarto lugar, se encuentran las dos especies categorizadas como vulnerables a nivel nacional *Liolaemus anomalus* (23.53%) *Liolaemus riojanus* (18.09%) (Tabla 1).

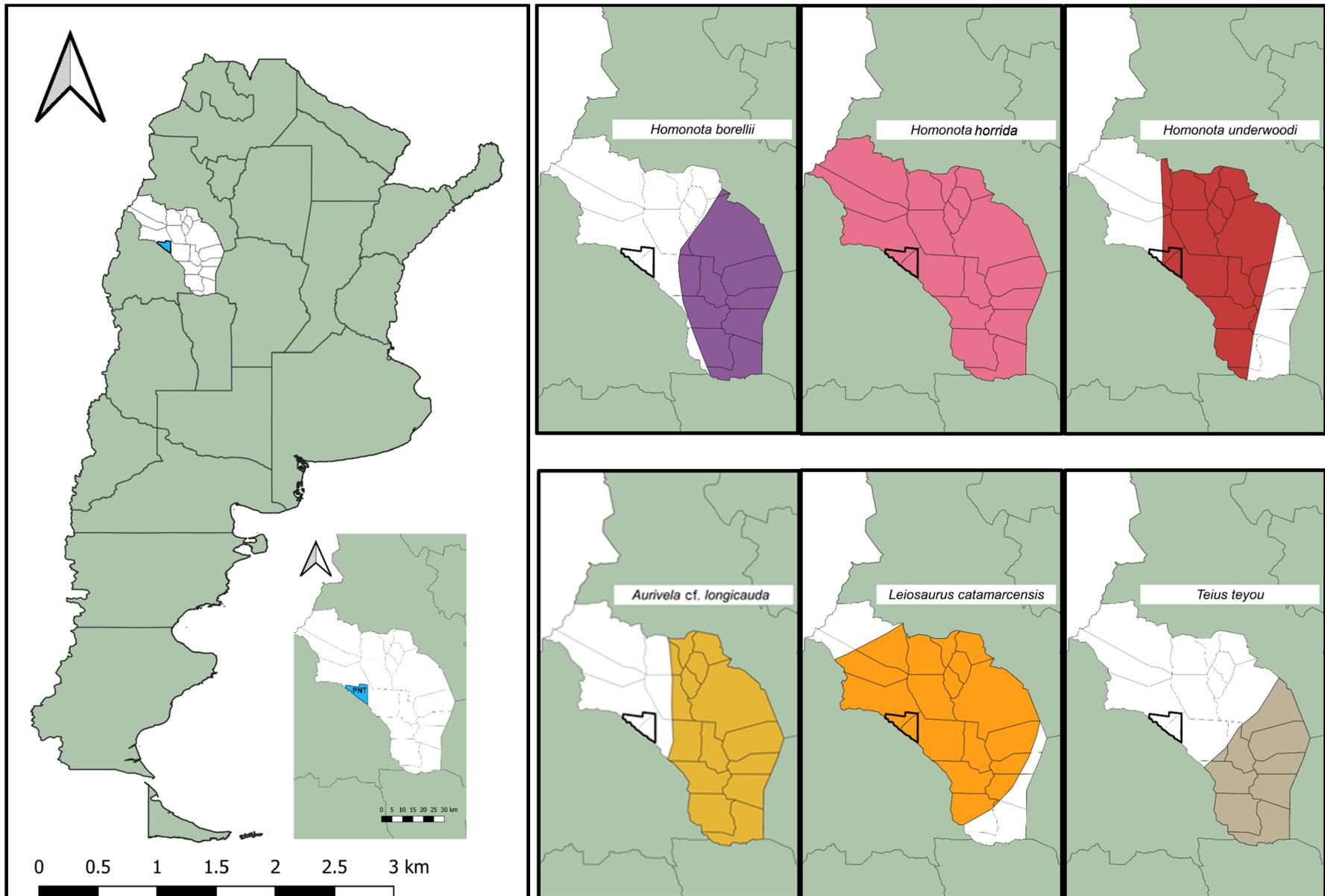


Figura 1. Distribuciones de las especies y del Parque Nacional Talampaya en la provincia de La Rioja.

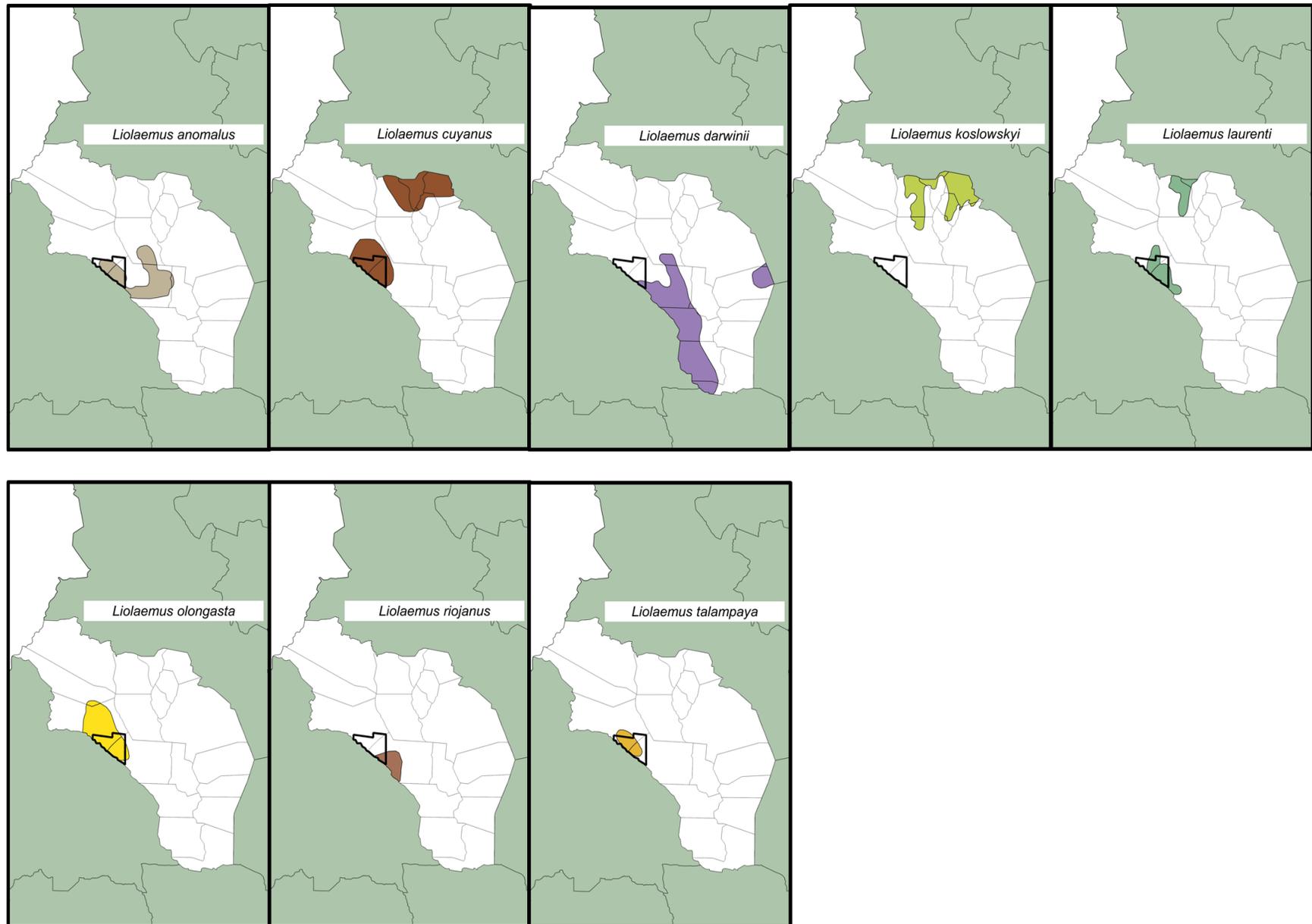


Figura 1 (cont). Distribuciones de las especies y del Parque Nacional Talampaya en la provincia de La Rioja.

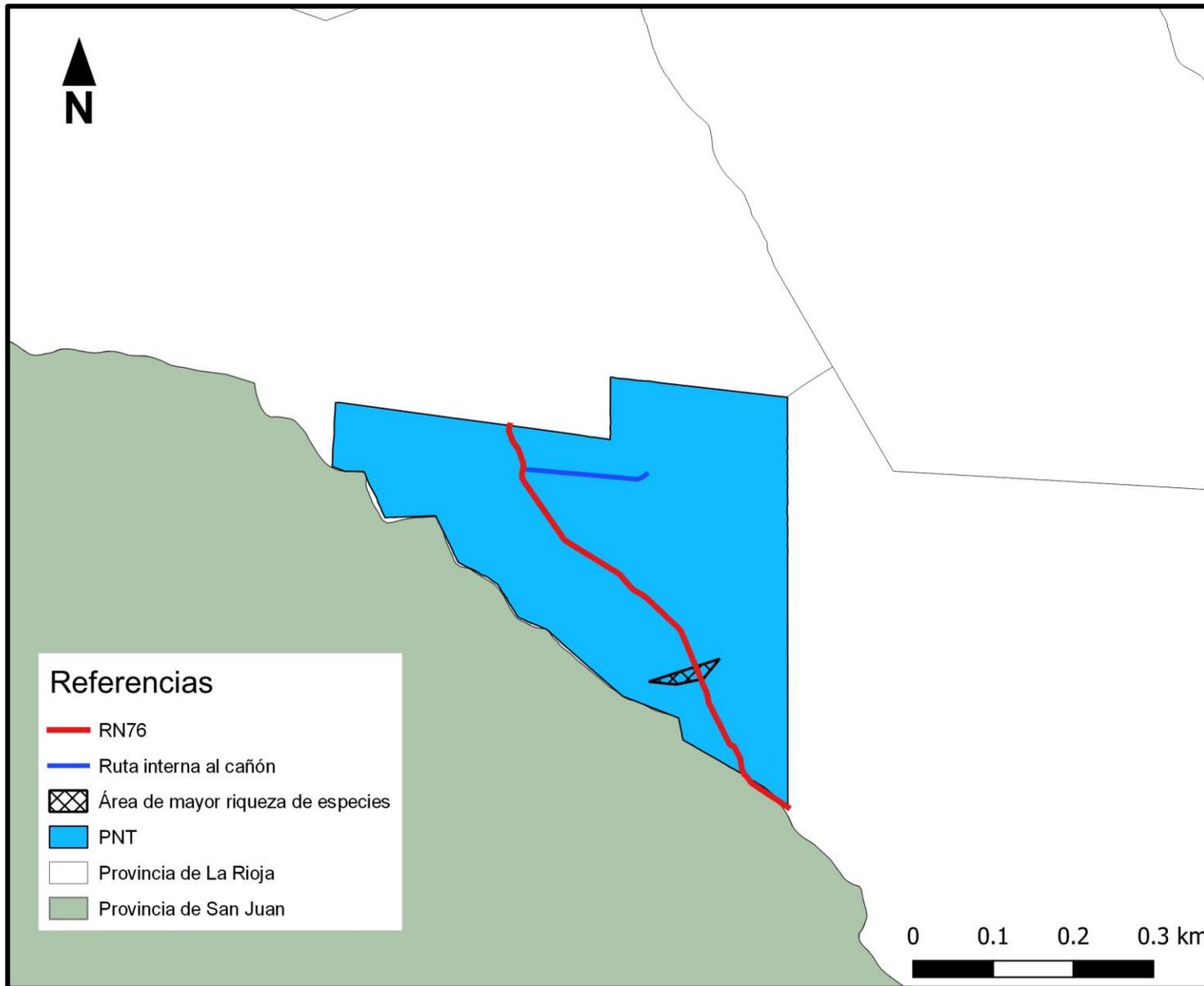


Figura 2 . Área de mayor diversidad para el PNT.

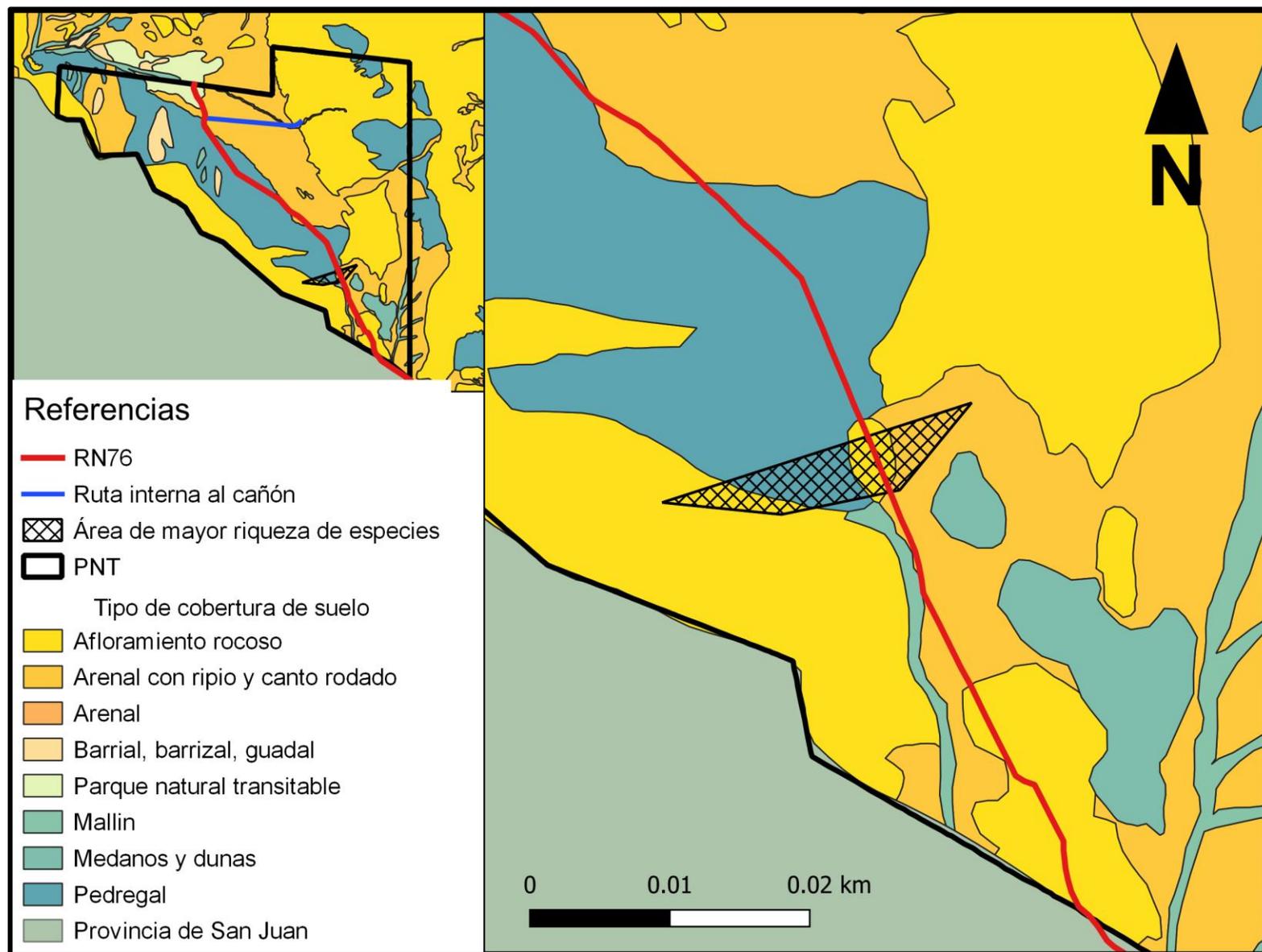


Figura 3. Mapa del Parque Nacional Talampaya con los tipos de cobertura y el área de mayor riqueza de las seis especies.

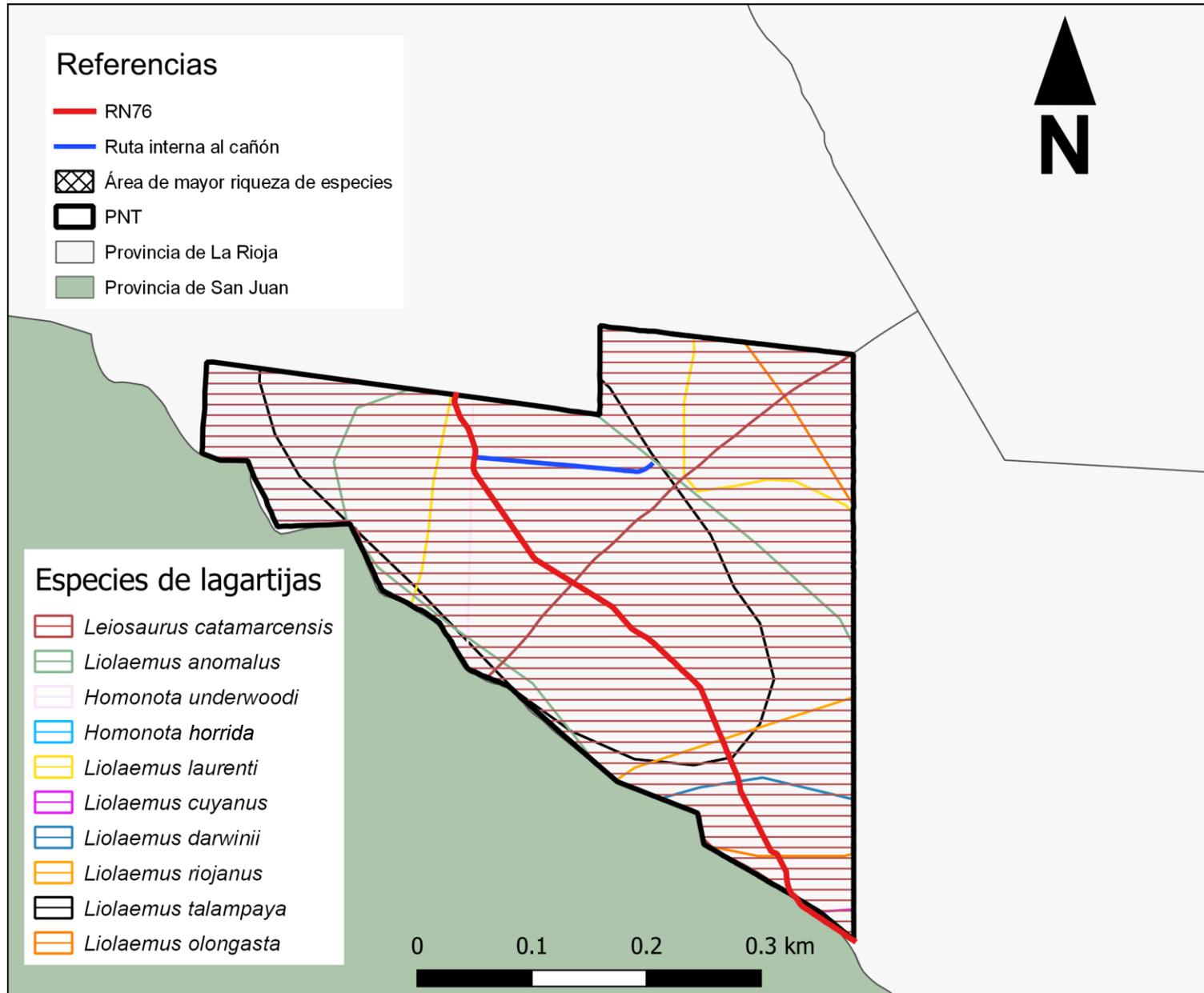


Figura 4. Mapa del Parque Nacional Talampaya con las distribuciones de las especies solapadas y su relación con las rutas.

**Tabla 1.** Lista de las especies de lagartijas del Parque Nacional Talampaya y las áreas de distribución.

Especie	Nombre común	Área de distribución en la provincia de La Rioja	Área de distribución dentro del PNT	Porcentaje de distribución dentro del PNT
Orden Squamata				
Infraorden Iguania				
Familia Leiosauridae				
<i>Leiosaurus catamarcensis</i> (Koslowky, 1898)	Chelco arenero	89680	72159.10	80.46%
<i>Pristidactylus fasciatus</i> (D'Orbigny & Bibron, 1837)	Iguanita verde	-	-	-
Familia Liolaemidae				
<i>Liolaemus anomalus</i> (Koslowky, 1896)	Lagartija salinera	5018.80	1181.10	23.53%
<i>Liolaemus cuyanus</i> (Cei & Scolaro, 1980)	Lagartija cuyana	9513.10	1.737.02	18.26%
<i>Liolaemus darwinii</i> (Bell, 1843)	Lagartija de Darwin	10460	132.44	1.26%
<i>Liolaemus koslowskyi</i> (Koslowky, 1993)	Lagartija de hombros negros	5936.05	-	-
<i>Liolaemus laurenti</i> (Etheridge, 1992)	Lagartija arenera	3654.83	1222.71	33.45%
<i>Liolaemus olongasta</i> (Etheridge, 1993)	Lagartija olongasta	4738.89	1636.28	34.53%
<i>Liolaemus riojanus</i> (Cei, 1979)	Lagartija riojana	1.291.79	233.75	18.09%
<i>Liolaemus talampaya</i> (Avila, Morando, Perez & Sites, 2004)	Lagartija de Talampaya	1202.73	923.95	76.82%
Familia Phyllodactylidae				
<i>Homonota borellii</i> (Peracca, 1897)	Geko norteño	42795.22	-	-
<i>Homonota horrida</i> (Burmeister, 1861)	Geko salamanca	89680	2138	2.38%
<i>Homonota underwoodi</i> (Kluge, 1964)	Geko del monte	51195.48	1380.41	2.70%
Infraorden Scincomorpha				
Familia Teiidae				
<i>Aurivela cf. longicauda</i> (Bell, 1843)	Ututu coluda	56430.44	-	-
<i>Teius teyou</i> (Daudin, 1802)	Lagartija verde chaqueña	33937.43	-	-



CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN

Distintos factores, como la pérdida de hábitat y el cambio climático, continúan afectando la distribución de muchas especies (Ramesh *et al.*, 2017). Entonces, es necesario que, en las áreas protegidas, cuyo objetivo es resguardar a las poblaciones de estas amenazas, se indague sobre si existen cambios en las distribuciones de las especies. Si bien con este análisis se busca indagar sobre la distribución de las especies de lagartijas del PNT, por tratarse de una extrapolación, los rangos de distribución que muestran los mapas podrían presentar variaciones relacionadas a la problemática que presenta el uso de este tipo de metodología.

Aunque los mapas de la IUCN pueden ser útiles en análisis donde se requiere información distribucional a gran escala, existen estudios que plantean la existencia de una sobreestimación de las presencias de especies al utilizarlos (Rondinini *et al.*, 2006; Hurlbert & Jetz, 2007; Di Virgilio & Laffan, 2014). Si bien estos mapas de distribución fueron creados con el propósito específico de enfocar los esfuerzos de conservación (Herkt *et al.*, 2017), para realizarlos, se les solicita a los expertos de algún taxon en particular que acoten la presencia a áreas donde se sabe que esta la especie. Por lo tanto, se puede terminar ignorando áreas del polígono que conecta las localidades de presencia confirmadas (Schipper *et al.*, 2008; Subcomité de Normas y Peticiones de la UICN, 2014; Herkt *et al.*, 2017). Si bien estos polígonos contienen puntos donde se conoce con exactitud donde se encuentra la especie, incluyen errores en los mapas y, por lo tanto, en los metadatos asociados a los mismos (Visconti *et al.*, 2013). Para crear estos mapas se calcula un grado de ocurrencia dibujando un polígono convexo mínimo alrededor de un mapa de rango de especies (Subcomité de Normas y Peticiones de la UICN, 2016). Sin embargo, la efectividad del uso del este método depende de la precisión del mapa de rango de especies (Ostro *et al.*, 1999). Joppa *et al.* (2016) propusieron utilizar un método estándar común para calcular para todos los taxones el grado de ocurrencia.

Sumado a este inconveniente, los mapas pueden presentar omisión de datos. Esto se ve evidenciado en las distribuciones de *Aurivela cf. longicauda*, *Teius teyou*, *Homonota borellii* y *Liolaemus koslowskyi* las cuales no incluyen actualmente en su



distribución al área protegida, cuando mis registros obtenidos dentro del PNT confirman la presencia de estas especies. La especie *Pristidactylus fasciatus* presenta un caso similar, debido a que la distribución de la UICN no incluye a la provincia de La Rioja, y es una especie citada para la misma (Cruz *et al.*, 2012, Avila *et al.*, 2013).⁵

Otros estudios documentan problemas de omisión similares en los mapas de la UICN (Beresford *et al.*, 2011; Barnhart y Gillam, 2016; Pimm *et al.*, 2017). Estos dos errores encontrados durante la realización de los análisis para este capítulo, muestran que la utilización solamente de estas distribuciones para generar modelos de distribución con el fin de proponer áreas de conservación debe estar acompañado de datos obtenidos en el campo. Herkt *et al.* (2017), recomiendan evaluar la solidez de los resultados utilizando estimaciones de rango adicionales diseñadas para aproximar el rango geográfico completo de las especies. Consecuentemente, si la información sobre las distribuciones de las especies no es correcta y exacta, las acciones de manejo que se decidan tomar pueden no ser las adecuadas. Por lo tanto, las estimaciones precisas del rango geográfico de especies son un requisito fundamental (Maciel-Mata *et al.*, 2015) y se necesitan métodos que infieran los rangos geográficos completos de las especies (Herkt *et al.*, 2017).

Teniendo en cuenta lo mencionado anteriormente, es necesario discutir el área de mayor riqueza obtenida mediante esta metodología. La misma está localizada en el extremo sur del límite del parque. La cobertura de esta misma no alcanza la mitad de la superficie del PNT, por lo que la hipótesis planteada sería rechazada. Sumado a una pequeña superficie, la RN76 atraviesa esta área. Como ya se ha analizado en otros capítulos el impacto que esta ruta tiene sobre el ensamble de lagartijas considero que es importante focalizar los esfuerzos de conservación en este sector. Sin embargo, existe una contradicción. En ese sector del PNT, no se encuentran los ambientes típicos para la especie *Liolaemus talampaya*, la cual es característica de sectores de cañones o paredones de más de 3m (Kass, *obs. pers.*). Existen entonces dos problemas, el primero estaría relacionado al criterio de la caracterización de la capa de

⁵ En tareas de relevamiento realizadas por los guardaparques en el mes de enero del 2020, un ejemplar perteneciente a esta especie fue registrado (Kass *et al.*, *in prep.*).



cobertura y el segundo respecto a la capa de la UICN creada para esta especie. El primer problema podría solucionarse obviando esta capa para el análisis o corroborando en el campo si se corresponde el tipo de sustrato planteado con el existente, pero no se podría tomar la misma medida con la otra capa. El segundo problema, está estrechamente relacionado a lo planteado anteriormente en esta misma discusión sobre la creación de las capas de la UICN. En este caso, el polígono estaría sobreestimando la presencia de esta especie dentro del PNT. Debido a que es la única especie endémica que el área presenta sería importante poder generar polígonos de distribución lo más exacto posibles. Considero que el área de mayor de riqueza de especies obtenido mediante esta metodología no sería correspondiente con las observaciones realizadas en el campo.

No obstante, los resultados obtenidos, es necesario designar áreas prioritarias de conservación dentro del PNT. Principalmente porque existen especies que se encuentran categorizadas a nivel nacional bajo la categoría vulnerable. Primero, se deberían realizar más relevamientos a campo bajo los postulados del programa MaxEnt para poder modelar las distribuciones de estas dos especies con datos confiables. Este software utiliza un algoritmo basado en la entropía máxima, para predecir hábitats de especies adecuados en cada unidad de paisaje. Permite modelar, con un pequeño número de observaciones (Franklin, 2011), para generar modelos robustos de distribución potencial (Di Pietro *et al.*, 2018). Una vez obtenidos esos mapas, se podría modelar teniendo en cuenta los tipos de hábitat y distintas variables climáticas que podrían indicar los distintos sectores del parque que pueden ser propuestos como áreas prioritarias de conservación.

Los hallazgos del muestreo en el campo no son consistentes con los resultados obtenidos en el análisis espacial, destacando que un área dentro del PNT necesita ser asignada para propósitos de conservación. Como se desprenden de los resultados, es fundamental contar con datos de presencia confiables para utilizarlos junto a las distribuciones de la UICN. La información generada en este capítulo servirá de base para la formulación y/o propuesta de designar un área prioritaria de conservación dentro del PNT.



CONCLUSIONES GENERALES

CAPÍTULO I

Luego de un muestreo exhaustivo a través de distintas metodologías se confirmó la presencia de 16 especies de lagartijas pertenecientes a 6 familias.

CAPÍTULO II

El tamaño total aproximado de la población de *Liolaemus olongasta* es 1.710.400 individuos, mientras que el de las poblaciones de *Liolaemus cuyanus* y *Aurivela* cf. *longicauda* sería de 17.317.800 individuos, para las 213.800 hectáreas que ocupa el PNT. Solo se observó una relación de sitio con respecto a la densidad en *Liolaemus olongasta*, lo que permite presumir un efecto potencial de rutas y caminos sobre esta especie. Sin embargo, se recomienda realizar nuevos relevamientos en el campo combinando distintos tipos de técnicas para poder tener valores más precisos de densidad.

CAPÍTULO III

Mediante el uso de modelos de conglomerados y lineales generalizados se concluyó que el I tipo de hábitat no afectó a ninguna especie, mientras que la distancia a la RN76 afecta la presencia de *Aurivela* cf. *longicauda*, *Liolaemus cuyanus* y *Liolaemus riojanus*, siendo mayor la presencia de estas especies cuando los sitios se encuentran a mayor distancia de la ruta. En el caso de *Liolaemus olongasta* la distancia al camino interno afectó su presencia, ésta crece a mayor distancia del camino. En el caso de *Liolaemus laurenti* no se observó ningún efecto en relación a las distancias.



CAPÍTULO IV

Las especies que forman ambos sitios son *Aurivela* cf. *longicauda*, *Homonota underwoodi*, *Liolaemus cuyanus*, *Liolaemus laurenti*, *Liolaemus olongasta*. En cambio, dos especies: *Liolaemus anomalus* y *Liolaemus riojanus*, fueron solamente encontradas en el sitio con disturbio y sin disturbio respectivamente. Las especies *Liolaemus cuyanus*, *Homonota underwoodi* y *Aurivela* cf. *longicauda* son las especies mayormente distribuidas en los arenales y tienen amplia dominancia en ambos sitios. La abundancia y la riqueza fueron diferentes en los dos sitios. El tamaño corporal diferente para la especie de *Homonota underwoodi* en los dos sitios estudiados, también indicó que la diferencia de resultados obtenida entre los sitios estaría relacionada al impacto del turismo y la presencia de las rutas.

CAPÍTULO V

El PNT, solo cubre un 2.3% de la superficie de la Provincia de La Rioja. La intersección de todos los polígonos de las 10 especies de lagartijas muestra que el área de mayor riqueza corresponde a un 0.5% de todo el PNT. Esta superficie se encuentra dividida por la RN76 en dos mitades, un área de 7.38km² y otra de 3.22km², sumando un área total de 10.60km². Debido a los errores de sub- y sobreestimación que presentan estos mapas no son consistentes con las observaciones realizadas en el campo. Un área dentro del PNT necesita ser asignada para propósitos de conservación.



PROPUESTAS DE MANEJO

Teniendo en cuenta que las amenazas mencionadas a lo largo de esta tesis que presentan estas lagartijas, se plantean a continuación algunas propuestas generales de manejo para hacer frente a las mismas.

* CAPACITACIONES PARA LOS GUARDAPARQUES Y GUÍAS

Las personas que más tiempo se encuentran circulando por el PNT son los guardaparques y los guías de turismo. A través de la realización de talleres ellos podrían aprender a reconocer las distintas especies de lagartijas. Como resultado de esos encuentros se podría elaborar un protocolo de uso interno para registrar información asociada a los encuentros (especie, sexo, edad, estado de la cola, etc.) También, mediante el uso de celular, podrían registrarlas con la finalidad de generar una base de datos con coordenadas GPS e imágenes sobre los distintos individuos que aparezcan en el campo. Esta información puede ser útil debido a que no involucraría esfuerzo mayor para obtener los datos y formaría parte de un monitoreo y registro de uso interno. En diciembre del 2018, el principio de esta acción fue una charla para estos actores informando sobre las especies de reptiles del PNT y espero continuar con este tipo de eventos para afianzar lazos y juntos poder trabajar para la conservación de estas especies.

* ÁREAS PRIORITARIAS DE CONSERVACIÓN

A partir de diferentes modelos de distribución se podrían proponer áreas de reserva con el singular fin de la protección de los arenales. Estas zonas podrían presentar algún tipo de cerco para prevenir la entrada del ganado vacuno si fuera necesario. Deberían también estar alejadas del impacto turístico y por lo tanto de las rutas. Tendrían además que ser monitoreadas periódicamente las poblaciones de lagartijas allí presentes para entender cómo funciona la dinámica poblacional de las especies, sobre todo de aquellas categorizadas como vulnerables. Una propuesta de



estudios a futuro podría ser generar mapas de distribución de las especies de lagartijas a partir de muestreos realizados en el PNT, para asegurar la correcta delimitación de estos espacios.

* TURISMO

RUTAS

Existen dos rutas que atraviesan el PNT: la RN76 y el camino interno al cañón de Talampaya. Como ya fue mencionado en la tesis, por la primera circulan una gran variedad de vehículos durante el año, con una mayor frecuencia en épocas de vacaciones o fines de semana largos, asociadas a un aumento del turismo en esas ocasiones. Si bien se instaló cartelería estos últimos años a lo largo de la RN76, esta tiene como objetivo la disminución de la velocidad para evitar colisiones con animales de gran tamaño que se encuentran pastando o alimentándose en los bordes de la ruta (guanacos, choiques, maras, vacas, burros, etc.). Entonces, podrían instalarse nuevos carteles sobre la ruta informando a los visitantes sobre el efecto negativo que ejerce la presencia de la ruta sobre la fauna del PNT, incorporando también imágenes de lagartijas en la cartelería. El objetivo de informar las consecuencias de las rutas podría también ayudar a evitar que se tire basura desde los vehículos en movimiento y que traten de evitar dejar vehículos prendidos en las banquetas o con música fuerte (para disminuir la contaminación sonora), para que las personas que meramente circulen por la RN76, sin ingresar al PNT, estén al tanto de este fenómeno. Tal vez esta iniciativa ayude a que las personas que vean los carteles entiendan como afectan las rutas a la fauna e intenten disminuir este tipo de amenaza no solo en la RN76 sino en otras del país.

La ruta interna del PNT presenta una situación más controlada porque por esta ruta solo circulan los guardaparques, los vehículos con turistas y vehículos operativos de la empresa. Por lo tanto, podría existir un mayor control sobre los vehículos por parte de la Administración de Parques Nacionales con algún sistema de penalización para la empresa si los vehículos exceden el límite de velocidad al circular por este camino. Los



controles se podrían realizar aleatoriamente con más énfasis en la temporada alta de visitantes que es cuando existe una mayor circulación de los vehículos por este camino. También se podría controlar si dejan vehículos encendidos por largo tiempo esperando a que suban los turistas ya que la contaminación sonora afecta también a la fauna circundante.

La provincia de Misiones es la primera en Argentina en implementar el uso de pasos de fauna, como una respuesta para mitigar el impacto que la Ruta Provincial 19 (RP19) tenía sobre la fauna silvestre. Dentro de estos se colocaron cámaras trampas que han detectado la presencia de reptiles, utilizándolos para cruzar. Si bien los informes no especifican que especies de reptiles se vieron favorecidas ante esta medida, este antecedente demuestra lo importante que es la construcción de estas estructuras para aminorar el efecto de las rutas. Esta medida paliativa podría ser aplicada a lo largo de ciertos sectores de la RN76 donde se registran la mayoría de colisiones, favoreciendo así a toda la fauna del PNT.

* SENDEROS Y ÁREAS DE USO PÚBLICO

A partir de lo observado en esta tesis el uso de cartelería específica según el sitio en donde se encuentre el turista podría ser de gran utilidad no solo para generar conciencia sobre el estado del ensamble de lagartijas sino también con el fin de cuidar al medioambiente. Si bien en el PNT existe cartelería en uno de los senderos con información sobre el ambiente, sería importante reforzar esta información ya que es escasa y no representativa del sector específico sino del PNT en general. Se podría generar cartelería que informe a los visitantes sobre las especies de lagartijas que pueden ver a lo largo de los recorridos de los senderos y brindar datos sobre su historia natural. Desde la UNdeC (Universidad Nacional de Chilecito) se propondrá la realización de folletería en conjunto con la Administración de Parques Nacionales para que el visitante pueda reconocer mínimamente a las especies de lagartijas más características del área. Se espera mediante esto poder acercar al visitante al conocimiento sobre los saurios autóctonos que se encuentran en el área protegida.



Igualmente, es necesario hacer énfasis en el cuidado de los distintos ambientes que presenta el PNT. Muchos recorridos están regulados por la presencia de guías, pero existen senderos autoguiados donde es común encontrar restos de basura en los senderos. Esto mismo también se observa en otras áreas de uso público (camping y estacionamiento). A través de un enfoque educativo, se podría lograr una formación de actitudes conscientes que permitan el desarrollo personal de los visitantes en armonía con el medio ambiente, respetando así las demás formas de vida que se encuentran en el PNT. La participación social es fundamental para la protección del medioambiente y trabajar la educación ambiental desde un área protegida debería ser una prioridad.

Por último, si bien el PNT es un área protegida y las especies de lagartijas que allí se encuentran están resguardadas, es necesario un monitoreo constante debido a que existen otras amenazas las cuales afectan de igual manera a todas las especies (por ejemplo, el cambio climático). A través de la educación y la difusión de las distintas amenazas a las que la fauna está expuesta se podría mejorar aún más la situación en las que se encuentra en ensamble de lagartijas del PNT.



ANEXO

INFORMACIÓN ACCESORIA SOBRE LAS PRINCIPALES ESPECIES DE LAGARTIJAS PSAMÓFILAS ESTUDIADAS EN EL DESARROLLO DE LA TESIS

LIOLAEMUS ANOMALUS Koslowsky, 1896 (Fig. 1)

En cuanto a su biología, esta especie se encuentra en áreas muy desérticas con



Figura 1. *Liolaemus anomalus* (macho).

elevadas temperaturas, presenta hábitos crepusculares (Ceí, 1983; Abdala, 2005; Abdala & Heredia, 2013) aunque también fue encontrada en el Parque en días nublados y días de altas temperaturas (Kass, obs. pers.). Se conoce muy poco sobre bio-ecología y comportamiento (Abdala & Heredia, 2013), su escasa presencia y al difícil registro en el campo hacen difícil su estudio; sin embargo, se

sabe que prefieren lugares con alta aridez, salinidad y poca vegetación (Abdala *et al.*, 2012).

Esta especie está categorizada como “vulnerable” en todo el territorio argentino (Abdala *et al.*, 2012), y, por tanto, su conservación debe ser considerada como una prioridad. Los estudios taxonómicos (Abdala, 2012) indican que *Liolaemus anomalus* se distribuye en un área restringida en la provincia centro-sur de La Rioja y la provincia centro-norte de San Juan. Se deben realizar estudios adicionales sobre el estado de sus poblaciones dentro del Parque ya que no existe información sobre el estado en el que estas se encuentran y los guardaparques indican que ya no se las ve tanto como antes. De hecho, uno de los folletos del parque tenía una foto de esta especie lo que indicaba lo común que era para el visitante ver a este chelco cuando visitaba el área. Es necesario evaluar el grado de amenaza antropogénica, específicamente en senderos turísticos dentro del parque que podría sufrir esta especie. Si bien esta especie está protegida en el PNT y en el Parque Provincial Ischigualasto (provincia de



San Juan), es necesario detectar las causas de la baja densidad de población en todo el territorio Nacional (Abdala *et al.*, 2012).

LIOLAEMUS RIOJANUS Cei, 1979 (Fig. 2)

Esta especie tiene la capacidad de zambullirse en la arena y moverse bajo la misma (Muñoz *et al.*, 2014), comportamiento que se evidencia en sus características morfológicas y etológicas relacionadas con ambientes arenícolas (Etheridge, 2000; Halloy *et al.*, 2013; Muñoz *et al.*, 2014). Su estudio dentro del



Figura 2. *Liolaemus riojanus* adulto.

área, junto con el de la especie anterior, es de vital importancia debido a que esta especie está categorizada como “vulnerable” a nivel nacional (Abdala *et al.*, 2012).

Siendo una especie estrictamente psamófila, *Liolaemus riojanus* en el resto del territorio argentino, ha estado bajo amenaza por la expansión de la frontera agrícola debido a las nuevas tecnologías que han llevado a la instalación de cultivos en áreas con suelos arenosos (Abdala *et al.*, 2012). La expansión agrícola en sí misma resulta en la pérdida de hábitat en la provincia de San Juan (al sur de La Rioja) (Abdala *et al.*, 2012). Además, este factor antrópico puede cambiar la dinámica de los procesos de formación de dunas en las áreas circundantes. Por esa razón, hemos encontrado que esta área protegida es un sitio clave para la protección de esta especie, ya que no se permiten actividades agrícolas. Es importante determinar, entonces, sitios dentro del Parque Nacional Talampaya con dunas de arena, con una intervención mínima del ganado, el turismo u otra acción que pueda dañar la dinámica de las dunas para preservar el hábitat de esta especie.



LIOLAEMUS CUYANUS Cei y Scolaro, 1980 (Fig. 3)

La especie de arenales más abundante, dentro de este género, y de mayor tamaño fue *Liolaemus cuyanus*, la cual es nombrada debido a la región del país donde se distribuye: la región de Cuyo (Abdala, 2005). En cuanto a su etología esta especie insectívora



Figura 3. *Liolaemus cuyanus* (macho).

evidenció el comportamiento más agresivo de todas las otras pertenecientes al mismo género. También se la vio utilizar cuevas o enterrarse en raíces como ya lo describió Abdala (2005) y en días calurosos se la vio trepada en ramas de arbustos asoleándose. Esta especie no sufre ninguna amenaza y sus poblaciones se encuentran ampliamente distribuidas por toda la unidad de hábitat A dentro del PNT.

LIOLAEMUS LAURENTI Etheridge, 1992 (Fig. 4)

Nombrada en honor al Dr. Raymond Laurent, un herpetólogo quien contribuyó con grandes aportes a la taxonomía y sistemática de los *Liolaemus*. Esta especie esta categorizada como “no amenazada” y es de hábitos arenícolas en zonas de vegetación (Gallardo, 2017).



Figura 4. *Liolaemus laurenti* (macho).

LIOLAEMUS OLONGASTA Etheridge, 1993 (Fig. 5)

El nombre que recibe esta especie hace referencia al pueblo originario Olongasta que vivió en territorios de las provincias de San Juan y La Rioja (Abdala, 2005). Si bien solo fue encontrada en las zonas de arenales del Parque, se sabe que pueden estar presentes en suelos rocosos (Abdala, 2005). En cuanto a su biología,



habita en los parches de vegetación que se encuentran en las dunas, donde se las puede encontrar trepadas a los arbustos (Abdala, 2005; Kass, *obs. pers*). Esta especie insectívora y ovípara, no se encuentra amenazada y varias parejas fueron detectadas durante el trabajo de campo.



Figura 5. *Liolaemus olongasta* (macho) en vista dorsal y lateral. Donde se evidencia pigmentación en el pliegue antehumeral en forma de Y.

AURIVELA CF. LONGICAUDA Bell, 1843 (Fig. 6)

Esta especie es endémica de la región del desierto de monte de sierras y bolsones en el oeste de Argentina (Cabrera, 2004; Yoke *et al.*, 2006; Harvey *et al.*, 2012). Es un lagarto ágil que se observa típicamente durante las horas cálidas del día, tanto en la unidad de hábitat A como en la C. Durante el trabajo de campo se obtuvo registro sobre un individuo de esta especie siendo predado por una araña enana argentina, *Grammostola mendozae* (Kass *et al.* 2018). También fueron registrados varios individuos cavando sus cuevas en la arena (Kass, *com. pers.*).



Figura 6. *Aurivela longicauda* (adulto).

HOMONOTA UNDERWOODI (Kluge, 1964) (Fig. 7)

Es una especie de gecko que vive en ambientes muy secos y que alcanzan temperaturas muy elevadas durante el verano. En el parque fue común encontrarlo bajo las piedras o en los aparatos radiculares de ciertos arbustos. Según Cei (1993) es un característico reptil representante de las zonas psamófilas del Monte. Fue una de las especies altamente registrada en trampas de caída (ver Capítulo IV).



Figura 7. *Homonota underwoodi* (adulto).



BIBLIOGRAFÍA

- Abdala, C.S. 2005. Sistemática y filogenia del grupo de *L. boulengeri*, (Iguania: Liolaemidae, *Liolaemus*) en base a caracteres morfológicos y moleculares. Tesis de doctorado. FCNeIML, UNT.
- Abdala, C.S. 2012. *Liolaemus anomalus* (Koslowky, 1896). Chelco. En: Revista de la Asociación Herpetológica Argentina. Categorización del estado de conservación de las lagartijas y anfisbenas de la República Argentina. Ficha de los taxones. Lagartijas y anfisbaenas. Cuadernos de Herpetología 26(1): 256-257.
- Abdala, C.S.; Acosta, J.L.; Acosta, J.C.; Álvarez, B. B; Arias, F.; Avila, L.J.; Blanco, M.G.; Bonino, M.; Boretto, J.M.; Brancatelli, G.; Breitman, M.F.; Cabrera, M.R.; Cairo, S.; Corbalán, V.; Hernando, A.; Ibargüengoytía, N.R.; Kacoliris, F.; Laspiur, A.; Montero, R.; Morando, M.; Pelegrin, N.; Pérez, C.H.F.; Quinteros, A.S.; Semhan, R.V.; Tedesco, M.E.; Vega, L.; Zalba, S.M. 2012. Categorización del estado de conservación de las lagartijas y anfisbenas de la República Argentina. Cuadernos de Herpetología 26(1): 215-248.
- Abdala, C.S. & Juárez Heredia, V.I. 2013. Taxonomía y filogenia de un grupo de lagartos amenazados: el grupo de *Liolaemus anomalus* (Iguania: Liolaemidae). Cuadernos de Herpetología 27(2): 109-153.
- Abdala, C.S. & Quinteros, A.S. 2014. Los últimos 30 años de estudios de la familia de lagartijas más diversas de Argentina: Actualización taxonómica y sistemática de Liolaemidae. Cuadernos de Herpetología 28: 55-82.
- Acebes, P.; Traba, J.; Malo, J. E.; Ovejero, R. & C. E. Borghi. 2010. Density and habitat use at different spatial scales of a guanaco population (*Lama guanicoe*) in the Monte desert of Argentina. Mammalia 74: 57–62.
- Aceñolaza, P.; Sione, W.; Femenía, J.; Brizuela, A. 2000. Características regionales de la vegetación en dos áreas protegidas del NOA. Memorias de IX Simposio Latinoamericano de percepción remota. Universidad de Lujan. SELPER (Eds). 1577-1588.



Acosta, J. C.; Murúa, A. F. & Monetta, A. 1997. Lista de Vertebrados del Parque Provincial Ischigualasto, San Juan, Argentina. Actas VIII Congreso Iberoamericano de Biodiversidad y Zoología de Vertebrados. 22 al 25 de abril de 1997. Universidad de Concepción, Chile.

Acosta, J. C. & Murúa, F. 1998. Lista preliminar y estado de conservación de los reptiles del Parque Provincial Ischigualasto, San Juan, Argentina. *Multequina* 7: 49-59.

Administración De Parques Nacionales, Gobierno de La Provincia San Juan y Fundación Ambientalista Sanjuanina, 1995. Sistema de Áreas Naturales Protegidas de la Provincia de San Juan (República Argentina). San Juan.

Administración de Parques Nacionales. 2001. Plan de manejo del Parque Nacional Talampaya- Fase II. Villa Unión, Administración de Parques Nacionales, 68 pp.

Administración de Parques Nacionales. [s.f.]. Sistema de Información de Biodiversidad. <http://www.sib.gov.ar>. Último acceso en 2019.

Administración de Parques Nacionales. 2019. Plan de Gestión del Parque Nacional Talampaya.

Arana, M; Martinez, G.; Oggero, A.; Natale, N. & Morrone., J.J. 2017. Map and shapefile of the biogeographic provinces of Argentina. *Zootaxa* 4341(3): 420-422.

Arnold, E.N. 1988. Caudal autotomy as a defence. En: *Biology of the Reptilia*. Gans, C. & Huey, R. (Eds). New York. 16: 235–273.

Ashley, E. P. & Robinson, J. T. 1996. Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the Long Point Causeway, Lake Erie, Ontario. *Canadian Field Naturalist* 110(3): 403-412.

Avila, L; Acosta, J. C. & Murúa, F. 1998. Herpetofauna de la Provincia de San Juan, Argentina. Lista comentada y distribución geográfica. *Cuadernos de Herpetología* 12(1): 11-29.

Avila, L.J.; Morando, M.; Perez, C.H.F. & Sites, J.W. 2004. Phylogenetic relationships of lizards of the *Liolaemus petrophilus* group (Squamata: Liolaemidae), with descriptions of two new species from western Argentina. *Herpetologica* 60(2): 187-203.



Avila, L.J.; Morando, M.; Pérez, D.R. & Sites, J.W. Jr. 2010. A new species of the *Liolaemus elongatus* clade (Reptilia: Iguania: Liolaemini) from Cordillera del Viento, Patagonia, Neuquén, Argentina. *Zootaxa* 2667: 28–42.

Avila, L.J.; Martínez, L.E.; Morando, M. 2013. Checklist of lizards and amphisbaenians of Argentina: an update. *Zootaxa* 3616: 201-238.

Azócar, L. M. & Acosta, J. C. 2011. Feeding habits of *Liolaemus cuyanus* (Iguania: Liolaemidae) from the Monte biogeographic province of San Juan, Argentina. *Journal of Herpetology* 45(3): 283-287.

Baigún, R. J.; Bolkovic, M. L.; Aued, M. B.; Li Puma, M. C. & Scandalo, R. P. 2008. Manejo de fauna silvestre en la Argentina. Primer censo nacional de camélidos silvestres al norte del Río Colorado. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Buenos Aires, Argentina. 105 pp.

Bailey, L. L.; MacKenzie D. I. & Nichols, J. D. 2014. Advances and applications of occupancy models. *Methods in Ecology and Evolution* 5: 1269-1279.

Barnhart, P.R.; Gillam, E.H. 2016. Understanding peripheral bat populations using maximum-entropy suitability modeling. *PLOS ONE* 11: e0152508.

Barrientos, R.; Leirana, J. & Navarro, J. 2016. Métodos gráficos para la exploración de patrones de diversidad en Ecología. *Bioagrociencias* 9(2): 11-18.

Baxter-Gilbert, J.H.; Riley J.L.; Lesbarrères, D. & Litzgus, J.D. 2015. Mitigating Reptile Road Mortality: Fence Failures Compromise Ecopassage Effectiveness. *PLOS ONE* 10(3): e0120537.

Beresford, A.E.; Buchanan, G.M.; Donald, P.F.; Butchart, S.H.M.; Fishpool, L.D.C. & Rondinini, C. 2011. Poor overlap between the distribution of protected areas and globally threatened birds in Africa. *Animal Conservation* 14: 99–107.



- Berkunsky, I.; Cepeda, R. E.; Marinelli, C.; Simoy, M. V.; Daniele, G.; Kacoliris, F. P.; Díaz Luque, J. A.; Gandoy, F.; Aramburú R. M. & Gilardi, J. D. 2016. Occupancy and abundance of large macaws in the Beni savannahs, Bolivia. *Oryx* 50(1): 113-120.
- Bertonatti, C. 1994. Lista propuesta de anfibios y reptiles amenazados de extinción. *Cuadernos de Herpetología* 8(1): 164-171.
- Block, W.M.; Morrison, M.L. & Scott, P.E. 1998. Development and evaluation of habitat models for herpetofauna and small mammals. *Forest Science* 44(3): 430-437.
- Borges-Landaez, P. A. & Shine, R. 2003. Influence of toe-clipping on running speed in *Eulamprus quoyii*, an Australian scincid lizard. *Journal of Herpetology* 37(3): 592-595.
- Buckland, S. T.; Anderson, D. R.; Burnham, K. P.; Laake, J. L.; Borchers, D. L. & Thomas, L. 2001. Introduction to Distance-sampling. Oxford, UK: Oxford University Press. Considerations and Management Recommendations: Wildlife Society Bulletin: 34(5): 1393-1395.
- Buckland, S.T.; Rexstad, E.A.; Marques, T.A. & Oedekoven, C.S. 2015. Distance Sampling: Methods and Applications. Springer International Publishing: 277 pp.
- Burgman, M. A. & Fox, J. C. 2003. Bias in species range estimates from minimum convex polygons: implications for conservation and options for improved planning. In *Animal Conservation forum*. Cambridge University Press 6(10): 19-28.
- Burkart, R.; Bárbaro, N.; Sánchez, R. O. & Gómez, D. A. 1999. Ecorregiones de la Argentina, APN, PRODIA. 42 p.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: a Practical Information-theoretic Approach. Springer-Verlag.
- Buttigieg, P.L. & Ramette, A. 2014. A Guide to Statistical Analysis in Microbial Ecology: a community-focused, living review of multivariate data analyses. *FEMS Microbiol Ecol.* 90: 543–550.



Cabrera, M.R. 2004. A new species of *Cnemidophorus* (Squamata: Teiidae) from western Argentina. *Amphibia Reptilia* 25: 265-275.

Carvajal-Cogollo, J. E. & Urbina-Cardona, J. N. 2008. Patrones de diversidad y composición de reptiles en fragmentos de bosque seco tropical en Córdoba, Colombia. *Tropical Conservation Science* 1(4): 397-416.

Cei, J. M. 1983. Una nueva subespecie de *Liolaemus anomalus* de la región árida halófila de Salinas Grandes (Provincia de Córdoba, Argentina). *Deserta (Mendoza)* 7: 172-178.

Cei, J. M. 1986. Reptiles del centro, centro-oeste y sur de la Argentina. Herpetofauna de las zonas áridas y semiáridas. Museo Regionale di Scienze Naturali, Torino. Monografie IV: 527 pp.

Cei, J.M. 1993. *Reptiles del Noroeste, Noreste y Este de la Argentina*. Herpetofauna de las Selvas Subtropicales, Puna y Pampas. Torino, Museo Regionali di Scienze di Torino. 949 pp.

Charry, B. & Jones, J. 2009. Traffic volume as a primary road characteristic impacting wildlife: a tool for land use and transportation planning. En: Wagner, P.J.; Nelson, D. & Murray, E. Proceedings of the international conference on ecology and transportation. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh. 159–172.

Chébez, J.C. 2005. Guía de las reservas naturales de la Argentina. Zona Noroeste. Albatros, Buenos Aires. Volumen 5.

Chebez, J. C.; Rey, N. R. & Williams, J. D. 2005. Reptiles de los Parques Nacionales de la Argentina. LOLA 19. Buenos Aires. 75 pp.

Chesson, P.; Gebauer, R.I.; Schiwinning, S.; Huntly, S.; Wiegand, K.; Ernst, M.; Sher, A. 2004. Resource pulses, species interactions, and diversity maintenance in arid and semiarid environments. *Oecologia* 141(2): 236-253.



Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18:117-143.

Clarke, K. R. & Warwick, R. M. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series* 216: 265-278.

Conroy, M. J.; Carroll, J. P.; Senar, J.C. & Thompson, J. J. 2011. Conservación cuantitativa de los vertebrados. Una traducción del libro: *Quantitative Conservation of Vertebrates*. *Papers in Natural Resources*. 685 pp.

Corbalán, V.; Tognelli, M. F.; Scolaro, J. A. & Roig-Juñent, S. A. 2011. Lizards as conservation targets in Argentinean Patagonia. *Journal for Nature Conservation* 19(1): 60-67.

Crisci, J.V.; López Armengol, M.F. 1983. Introducción a la teoría y práctica de la taxonomía numérica. Washington, D.C.: Departamento de asuntos científicos y tecnológicos de la Secretaría General de la OEA, serie de Biología. 132 pp.

Crump, M. L. & Scott, Jr. N. J. 1994. Standard Techniques for Inventory and monitoring. Visual Encounter Surveys. En: W. R. Heyer, M. A. Donnelly, M. W. Mc Diarmid, L. C. Hayek & M. S. Foster (Eds). *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians*. Washington and London: Smithsonian Institution Press: 84-92.

Cruz, F.B.; Abdala, C.S. & Scrocchi, G.J. 2012. Los Reptiles de La Rioja. Anillaco, CRILAR. 83 pp.

De La Fuente, S. 2011. Análisis conglomerados. Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales, Universidad Autónoma de Madrid (UAM). Madrid, España. 84 pp.

Del Bianco y Asociados S. A. 2016. Regularización de la Situación Dominial y Amojonamiento del perímetro del Parque Nacional Talampaya. Informe Técnico Descriptivo.



Di Pietro, D. O.; Cabrera, M. R.; Williams, J. D.; Kacoliris, F. P.; Cajade, R. & Alcalde, L. 2018. Distributional patterns and conservation planning for a snake assemblage from temperate South American Journal for nature conservation 45: 79-89.

Di Virgilio, G. & Laffan, S. W. 2014. Using maps of continuous variation in species compositional turnover to supplement uniform polygon species range maps. International Journal of Geographical Information Science 28(8): 1658-1673.

Díaz, M. D. P. & Garcia Borges Demétrio, C. 1998. Introducción a los modelos lineales generalizados: su aplicación en las ciencias biológicas con ejemplos en GLIM. Córdoba. 105 pp.

Díaz, W. & Zanabria-Gil, P. A. 2016. Impactos de las carreteras sobre las aves, mamíferos, anfibios y reptiles silvestres en la vía Puente Páez-Vegón de Dolores, estado Barinas, Venezuela. Avances de investigación en medicina veterinaria y producción animal. 69 pp.

Dodd, C. K. 2016. Reptile ecology and conservation: a handbook of techniques. Oxford University Press. 462 pp.

Downes, S.J. & Shine, R. 2001. Why does tail loss increase a lizard's later vulnerability to snake predators? Ecology 82: 1293–1303.

Dundas, S. J.; Ruthrof, K. X.; Hardy, G. E. S. J. & Fleming, P. A. 2019. Pits or pictures: a comparative study of camera traps and pitfall trapping to survey small mammals and reptiles. Wildlife Research 46(2): 104-113.

Edmunds, M. 1974. Defence in animals – a survey of anti-predatory defences. Longman: Burnt Mill, Harlow. 357 pp.

Elith, J.; Graham, C.H.; Anderson, R.P.; Dudík, M.; Ferrier, S.; Guisan, A.; Hijmans, R.J.; Huettmann, F.; Leathwick, J.R.; Lehmann, A.; Li, J.; Lohmann, L.G.; Loiselle, B.A.; Manion, G.; Moritz, C.; Nakamura, M.; Nakazawa, Y.; Overton, J.M.; Peterson, A.T.; Phillips, S.J.; Richardson, K.; Scachetti Pereira, R.; Schapire, R.E.; Soberon, J.; Williams, S.; Wisz, M.S. & Zimmermann, N.E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. Ecography 29: 129-151.



Ellenberg, U.; Setiawan, A.N.; Cree, A.; Houston, D.M. & Seddon, P.J. 2007. Elevated hormonal stress response and reduced reproductive output in yellow-eyed penguins exposed to unregulated tourism. *General and Comparative Endocrinology* 152: 54–63.

Etheridge, R.E. 2000. A review of the *Liolaemus wiegmanni* group (Squamata, Iguania, Tropiduridae), and a history of morphological change in the sand-dwelling species. *Herpetological Monographs* 14: 293-352.

Fahrig, L. & Rytwinski, T. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecological Society*: 14 - 21.

Fauth, J. E.; Bernardo, J.; Camara, M.; Resetarits, W. J.; Van Buskirk, J. & McCollum, S. A. 1996. Simplifying the jargon of community ecology: A conceptual approach. *The American Naturalist* 147: 282–286.

Feinsinger, P. 2003. Diversidad de especies: fácil de cuantificar, pero ¿qué significa el diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. Editorial FAN, Santa Cruz de La Sierra, Bolivia: 147-161.

Ferrier, S. & Guisan, A. 2006. Spatial modelling of biodiversity at the community level. *The Journal of Applied Ecology* 43: 393–404.

Fisher, R.; Stokes, D.; Rochester, C.; Brehme, C.; Hathaway, S.; Case, T. 2008. Herpetological monitoring using a pitfall trapping design in southern California: U.S. Geological Survey Techniques and Methods 2-A5. California, U.S. Geological Survey, 44 pp.

Fiske, I. & Chandler, R. B. 2011. Unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *J. Stat. Software* 43: 1-23.

Forman, R.; Sperling, D.; Bissonette, J.; Clevenger, A.P.; Cutshall, C.D; Dale, V.H.; Fahrig, L.; France, R.; Goldman, C.R; Heanue, K.; Jones, J.A; Swanson, F.J; Turrentine, T. & Winter, T.C. 2002. *Road Ecology: Science and Solutions*. Washington, DC: Island Press. 504 pp.

Forman, R.T. & Alexander, L.E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207–231.



Franklin, J. 2011. Mapping species distribution: Spatial inference and prediction. New York: Cambridge University Press. 320 pp.

Gallardo, G.A. 2017. Ecología reproductiva de un ensamble de saurios del Valle de Chilecito, La Rioja- Argentina. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Tucumán, Argentina.

Gascon, C.; Lovejoy, T.E.; Bierregaard, R.O.; Malcolm, J.R.; Stouffer, P.C., Vasconcelos, P.; Laurance, W.F.; Zimmerman, B.; Tocher, M. & Borges, S. 1999. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223–229.

Gibbs, J. P. & Shriver, W. G. 2002. Estimating the effects of road mortality on turtle populations. *Conservation Biology* 16: 1647–1652.

Gibbs, J. P. & Steen, D. A. 2005. Trends in sex ratios of turtles in the United States: implications of road mortality. *Conservation Biology* 19(2): 552-556.

Haene, E. H. & Gómez, D. A. 1994. Observaciones sobre la flora y la fauna del Parque Provincial Talampaya. Administración de Parques Nacionales. Buenos Aires. 8 pp.

Halloy, M.; Robles, C.; Salica, M. J.; Semhan, R.; Juárez Heredia, V. & Vicente, N. 2013. Aportes en el estudio del comportamiento y ecología de lagartijas de los géneros *Liolaemus* y *Phymaturus* (Iguania: Liolaemini). *Cuadernos de herpetología* 27(1): 15-26.

Hammer, Ø.; Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. 2018. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis: *Paleontologica Electronica*, vol. 4, no. 1/4, 178 kB.

Harvey, M. B.; Ugueto, G. N. & Gutberlet Jr, R. L. 2012. Review of teiid morphology with a revised taxonomy and phylogeny of the Teiidae (Lepidosauria: Squamata). *Zootaxa*, 3459(1): 156.

Haxton, T. 2000. Road mortality of snapping turtles, *Chelydra serpentina*, in central Ontario during their nesting period. *Canadian Field Naturalist* 114(1): 106-110.



Herkt, K. M. B.; Skidmore, A. K. & Fahr, J. 2017. Macroecological conclusions based on IUCN expert maps: A call for caution. *Global Ecology and Biogeography* 26(8): 930-941.

HILL, M.O. 1973. Diversity and Evenness: a Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology* 54: 427-432.

Hurlbert, A.H. & Jetz, W., 2007. Species richness, hotspots, and the scale dependence of range maps in ecology and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104 (33): 13384–13389.

Instituto Geográfico Nacional <http://www.ign.gob.ar> (Marzo 2019).

<http://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/InformacionGeoespacial/CapasSIG>

International Union for Conservation of Nature (IUCN). 2017. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016-2. Available at: www.iucnredlist.org. Septiembre 29, 2017.

International Union for Conservation of Nature, IUCN Species Survival Commission, International Union for Conservation of Nature, & Natural Resources. Species Survival Commission. 2018. IUCN Red List categories and criteria. IUCN.

IUCN 2017. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019-2.

Jaeger, J. A. G.; S. Grau, and W. Haber, editors. 2005. Landscape fragmentation due to transportation infrastructure and urban development: from recognition of the problem to implementation of measures. Special issue of *GAIA* 14(2): 98-185.

Jochimsen, D. M.; Peterson, C. R.; Andrews, K. M.; Gibbons, J. W. & Drawer, E. 2004. A literature review of the effects of roads on amphibians and reptiles and the measures used to minimize those effects. Idaho Fish and Game Department, USDA Forest Service. Informe final. 79 pp.

Johnson, J. B. & Omland, K. S. 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution* 19(2): 101-108.



Joppa, L.N.; Butchart, S.H.; Hoffmann, M.; Bachman, S.P.; Akçakaya, H.R.; Moat, J.F., Hughes, A. 2016. Impact of alternative metrics on estimates of extent of occurrence for extinction risk assessment. *Conservation Biology* 30(2): 362- 370.

Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113(2): 363-375.

Jost, L. & González-Oreja, J. 2012. Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta Zoológica Lilloana* 56(1-2): 3-14.

Kacoliris, F. P. 2009. Ecología espacial y dinámica poblacional de la lagartija de las dunas (*Liolaemus multimaculatus*: iguania: liolaemidae) en la provincia de Buenos Aires (Tesis doctoral, Facultad de Ciencias Naturales y Museo).

Kass, C.; Kass, N.A.; Calvo, R.; Torres, A.; Castillo, M.; Juri, M. D. *Aurivela* cf. *longicauda* (red-tailed teiid). 2018. En: *Natural History Notes. Herpetological Review* 49 (2): 325 -326.

Kass, C.; Kass, N. A.; Velasco, M. A.; Juri, M. D.; Williams, J. D. & Kacoliris, F. P. 2018. Inventory of the herpetofauna of Talampaya National Park, a World Heritage Site in Argentina. *Neotropical Biology and Conservation* 13(3): 202-211.

Kenkel, N.C. & Orloci, L. 1986. Applying Metric and Nonmetric Multidimensional Scaling to Ecological Studies: Some New Results. *Ecology* 67: 919–928.

Köppen, W. 1900. Versuch einer Klassifikation der Klimate, vorzugsweise nach ihren Beziehungen zur Pflanzenwelt. *Geographische Zeitschrift* 6(11): 593-611.

Kottek, M.; Grieser, J.; Beck, C.; Rudolf, B. & Rubel, F. 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15(3): 259-263.

Krebs, C. J. 1999. *Ecological methodology*. California, USA: Benjamin/Cummings. 620 pp.

Kroll, A.J.; Duke, S.D.; Runde, D.E.; Arnett, E.B. & Austin, K.A. 2007. Modeling habitat occupancy of orange-crowned warblers in managed forests of Oregon and Washington, USA. *The Journal of Wildlife Management* 71: 1089–1097.



Lalo, J. 1987. The problem of road kill: Forest and right-of-way management definitely affects how many animals collide with vehicles. Here's what's being done to keep them apart. *American Forests* 50: 52-72.

Laspiur, A. & Acosta, J. C. 2007. Dimorfismo sexual de *Liolaemus cuyanus* Cei & Scolaro, 1980 (Iguania: Liolaemidae) en una población de San Juan, Argentina. *Revista Peruana de Biología* 14(1): 47-50.

Laurance, W.F.; Lovejoy, T.E.; Vasconcelos, H.L.; Burna, E.M.; Didham, R.K.; Stouffer, P., Gascon, C.; Bierregard, R.O.; Laurance, S.G. & Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 6: 605–618.

Legendre, P. & Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*. 2nd ed. Amsterdam: Elsevier. 83 pp.

Ley 22.351.1980. Poder Ejecutivo Nacional (P.E.N.) Parques Nacionales.

Lillywhite, H. B. 1987. Temperature, energetics, and physiological ecology, In: *Snakes: Ecology and Evolutionary Biology*. R. A. Seigel, J. T. Collins, and S. S. Novak (eds.). Macmillan, New York. 422–477.

Maciel-Mata, C. A., Manríquez-Morán, N., Octavio-Aguilar, P. & Sánchez-Rojas, G. (2015). El área de distribución de las especies: revisión del concepto. *Acta Universitaria* 25(2): 03-19.

MacKenzie, D. I.; Nichols, J. D.; Lachman, G. B.; Droege, S.; Royle J. A. & Langtimm, C. A. 2002. Estimating Site Occupancy Rates When Detection Probabilities are Less Than One. *Ecology* 83: 2248-2245.

MacKenzie, D. I. 2005. What are the issues with presence–absence data for wildlife managers? *Journal of Wildlife Management* 69: 849-860.

MacKenzie, D. I. & Royle, A. J. 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42: 11051-114.



- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey. 179 pp.
- Matteucci, S. D. 2006. Ecología de Paisajes. Filosofía, conceptos y métodos. Crecimiento urbano y sus consecuencias sobre el entorno rural: el caso de la ecorregión pampeana. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires. 1-12.
- Mc Cullagh, P. & Nelder, J.A. 1989. Generalized linear models. Chapman and Hall, New York. 511 pp.
- Minoli, I.C.; Medina, D.; Frutos, N.; Moriando, M.; Avila, L.J. 2013. A revised geographical range for *Liolaemus elongatus* Koslowsky, 1896 (Squamata: Liolaemini) in Argentina: review of reported and new-data based distribution with new localities. Acta Herpetologica 8(2):159-162.
- Monguillot, J. 2005. La fauna de vertebrados del Parque Nacional Talampaya: Actualización y lista comentada. Villa Unión, Reporte interno para Administración de Parques Nacionales. 9 pp.
- Morello Jorge H.; A.F. Rodríguez; M.E. Silva; S.D. Matteucci y N.E. Mendoza; A.F. Rodríguez; M.E. Silva; S.D. Matteucci y N.E. Mendoza. 2008. Clasificación de ambientes en el sistema nacional de áreas protegidas, Argentina. La ecorregión del monte de sierras y bolsones, Argentina. Fronteras 7(4): 1-50.
- Morello, J.; Matteucci, S. D; Rodríguez, A. & M. Silva. 2012. Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos. 1ra edición, Orientación Gráfica Editora. Bs.As. 752 pp.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA. Zaragoza. Volumen 1: 84 pp.
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., & Pavón, N. P. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. Revista mexicana de biodiversidad 82(4): 1249-1261.
- Muñoz, L., Abdala, C. S., Martínez, F., & Paz, M. 2014. *Liolaemus riojanus* Ceí, 1979 (Iguania: Liolaemidae). Primer registro para la provincia de Mendoza (Argentina). Cuadernos de herpetología 28: 43-44.



- Nori, J.; Lescano, J. N.; Illoldi-Rangel, P.; Frutos, N.; Cabrera, M. R. & Leynaud, G. C. 2013. The conflict between agricultural expansion and priority conservation areas: Making the right decisions before it is too late. *Biological Conservation* 159: 507–513.
- Noss, R.F. 1993. Wildlife corridors. D. S. Smith and P. C. Hellmund (eds). *Ecology of greenways*. Minneapolis. University of Minnesota Press: 43-98.
- Ostro, L. E.; Young, T. P.; Silver, S. C. & Koontz, F. W. 1999. A geographic information system method for estimating home range size. *The Journal of Wildlife Management* 63 (2): 748-755.
- Pafilis, P.; Valakos, E.D. & Foufopoulos, J. 2005. Comparative postautotomy tail activity in six Mediterranean lacertid lizard species. *Physiological and Biochemical Zoology* 78: 828–838.
- Pallares, E. R. & Joya, F. L. M. 2018. Reptile road mortality in a fragmented landscape of the middle Magdalena Valley, Colombia. *Herpetology Notes* 11: 81-91.
- Paterson, J. E.; Baxter-Gilbert, J.; Beaudry, F.; Carstairs, S.; Chow-Fraser, P.; Edge, C. B. & Moore, J. A. 2019. Road avoidance and its energetic consequences for reptiles. *Ecology and Evolution* 9(17): 9794-9803.
- Paulisen, M. A. & Meyer, H. A. 2008. The effect of toe-clipping on the gecko *Hemidactylus turcicus*. *Journal of Herpetology* 34: 282-285.
- Peterson, C. H.; Gibson, A. R. & Dorcas, M. E. 1993. Snake thermal ecology. En: *Snakes, Ecology and Behavior*. R. A. Seigel and J. T. Collins (eds.). McGrawHill, New York. 241–314.
- Pianka, E. R. 1986. *Ecology and natural history of desert lizards*. New Jersey, USA: Princeton University Press.
- Pimm, S.L.; Harris, G.; Jenkins, C.N.; Ocampo-Peñuela, N. & Li B.V. 2017. Unfulfilled promise of data-driven approaches: response to Peterson et al. 2016. *Conservation Biology* 0(0): 1-4.



PIP 0568/98 CONICET. 1999-2000. Diversidad, Conservación y Manejo de la fauna del Parque Talampaya (La Rioja). Investigador Responsable D.E. Gorla.

Pollock, K. H. & Otto, M. C. 1983. Robust estimation of population size in closed animal populations from capture-recapture experiments. *Biometrics* 39: 1035- 1049.

Pough, F. H.; Cadle, J. E.; Crump, M. L.; Savitzky, A. H. & Wells, K. D. 2004. *Herpetology*, 3rd edition. NJ, USA: Pearson Prentice Hall. 726 pp.

Primack, R.; Rozzi, R. C. & Feinsinger, P. 2001. *Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas Latinoamericanas*. FCE. México. 797 pp.

Ramesh, V.; Gopalakrishna, T.; Barve, S. & Melnick, D. J. 2017. Citizen science driven species distribution models estimate drastically smaller range sizes and higher threat levels for Western Ghats endemic birds. *Biological Conservation* 210: 205-221.

Ridgely, R.S.; Allnutt, T.; Brooks, T; McNicol, D. K.; Mehlman, D. W.; Young B. E. & Zook, J. R. 2007. *Digital distribution maps of the Birds of the Western Hemisphere, Version 3.0*. Arlington, Virginia. NatureServe. 6 pp.

Rondinini, C.; Stuart, S & Boitani, L. 2006. Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecology Letters* 9(10): 1136–1145.

Rosen, P.C. & Lowe, C.H. 1994. Highway mortality of snakes in the Sonoran desert of southern Arizona. *Biological Conservation* 68:143–148.

Row, J.R.; Blouin-Demers, G. & Weatherhead, P.J. 2007. Demographic effects of road mortality in black ratsnakes (*Elaphe obsoleta*). *Biological Conservation* 137: 117– 124.

Royle, J. A. 2006. Site occupancy models with heterogeneous detection probabilities. *Biometrics* 62: 97-102.

Sanabria, E.& Quiroga, L. 2009. Actualización de la herpetofauna del Parque Provincial Ischigualasto: Comentarios sobre su distribución. *Cuadernos de herpetología* 23(1): 55-59.



- Scott, J.M.; Csuti, B. & Jacobi, J.D. 1987. Species richness. A geographic approach to protecting future biological diversity. *Bioscience* 37: 782–8.
- Seijas, A. E.; Araujo-Quintero, A. & Velásquez, N. 2013. Mortalidad de vertebrados en la carretera Guanare-Guanarito, estado Portuguesa, Venezuela. *Revista de Biología Tropical* 61(4): 1619-1636.
- Seiler, A. 2003. The toll of the automobile: Wildlife and roads in Sweden. Doctoral thesis: Swedish University, Uppsala, Sweden. 48 p.
- Shepard, D. B.; Kuhns, A. R.; Dreslik, M. J. & Phillips, C. A. 2008. Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. *Animal Conservation* 11(4): 288-296.
- Smolensky, N. L., & Fitzgerald, L. A. 2010. Distance sampling underestimates population densities of dune-dwelling lizards. *Journal of Herpetology* 44(3): 372-382.
- Snodgrass, J.W.; Komoroski, M.J. & Bryan, L., Jr. 2000. Relationships among isolated wetland size, hydroperiod, and amphibian species richness: implications for wetland regulation. *Conservation Biology* 14: 414–19.
- Sokal, R.R. & Michener, C.D. 1958. A statistical method for evaluating systematic relationships. *University of Kansas. Science Bulletin*. 38: 1409-1438.
- Sokal, R. R. & Rohlf, F. J. 1962. The comparison of dendrograms by objective methods. *Taxon* 11(2): 33-40.
- Sosa, R., & Schalk, C. M. 2016. Seasonal activity and species habitat guilds influence road-kill patterns of neotropical snakes. *Tropical Conservation Science* 9: 1-12.
- Stroud, J. T.; Bush, M. R.; Ladd, M. C.; Nowicki, R. J.; Shantz, A. A. & Sweatman, J. 2015. Is a community still a community? Reviewing definitions of key terms in community ecology. *Ecology and evolution* 5(21): 4757-4765.
- Subcomité de Normas y Peticiones de la UICN. 2014. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Versión 11.



Sullivan, B. 1981. Observed differences in body temperature and associated behavior of four snake species. *Journal of Herpetology* 15(2): 245-246.

Svenning, J.-C. & Skov, F. 2004. Limited filling of the potential range in European tree species. *Ecology Letters* 7(7): 565–573.

Tanner, D. & Perry, J. 2007. Road effects on abundance and fitness of Galápagos lava lizards (*Microlophus albemarlensis*). *Journal of Environmental Management* 85(2): 270-278.

Thomas, L.; S.T. Buckland; E.A. Rexstad; J. L. Laake; S. Strindberg; S. L. Hedley; J. R.B. Bishop; T. A. Marques and K. P. Burnham. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47: 5-14.

Tognelli, M. F.; Abba, A. M.; Bender, J. B. & Seitz, V. P. 2011. Assessing conservation priorities of xenarthrans in Argentina. *Biodiversity and Conservation* 20: 141–151.

Trombulak, S.C. & Frissell, A.C. 2000. Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology* 14(1) :18–30.

Trombulak S.C. & Baldwin, R.F. 2010. Landscape-Scale Conservation Planning. Springer Netherlands. 427 pp.

Tsay, R. S. 2005. Analysis of Financial Time Series John Wiley & Sons, second edition. University of Chicago. Wiley Interscience. 638 pp.

Turner, I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33: 200-209.

Uetz, P.; Freed, P. & Hošek, J.(eds.). 2019. The Reptile Database, <http://www.reptile-database.org>.

UNESCO - Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. 2000. Convención para la Salvaguardia del Patrimonio Cultural Inmaterial. París.



van der Ree, R.; Jaeger, J.A.; van der Grift, E.A. & Clevenger, A.P. 2011. Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: road ecology is moving toward larger scales. *Ecology and Society* 16(1): 48.

Vargas-Salinas, F.; Delgado-Ospina, I. & López-Aranda, F. 2011. Mortalidad por atropello vehicular y distribución de anfibios y reptiles en un bosque subandino en el occidente de Colombia. *Caldasia* 33(1): 121-138.

Vega, L. E.; Bellagamba, P. J. & Fitzgerald, L. A. 2000. Long-term effects of anthropogenic habitat disturbance on a lizard assemblage inhabiting coastal dunes in Argentina. *Canadian Journal of Zoology* 78: 1653-1660.

Velasco, M. A. 2018. Dinámica poblacional y conservación de la Ranita del Valcheta, *Pleurodema somuncurense* (Ceí, 1969), Patagonia, Argentina (Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Naturales y Museo).

Visconti, P.; Di Marco, M.; Álvarez-Romero, J. G.; Januchowski-Hartley, S. R.; Pressey, R. L.; Weeks, R. & Rondinini, C. 2013. Effects of errors and gaps in spatial data sets on assessment of conservation progress. *Conservation Biology* 27(5): 1000-1010.

Vitt, L. J.; Pianka, E. R. & Cooper, W. E. Jr. 2003. History and the global ecology of squamate reptiles. *The American Naturalist* 162: 44–60.

von Seckendorff Hoff, K. & Marlow, R. W. 2002. Impacts of vehicle road traffic on desert tortoise populations with consideration of conservation of tortoise habitat in southern Nevada. *Chelonian Conservation and Biology* 4(2): 449-456.

Weller, T.J. 2008. Using occupancy estimation to assess the effectiveness of a regional multiple-species conservation plan: bats in the Pacific Northwest. *Biological Conservation* 141: 2279–2289.

Whittaker, R. H. 1965. Dominance and diversity in land plant communities: numerical relations of species express the importance of competition in community function and evolution. *Science* 147(3655): 250-260.



Wingfield, J.C.; Maney, D.L.; Breuner, C.W.; Jacobs, J.D.; Lynn, S.; Ramenofsky, M. & Richardson, R.D. 1998. Ecological bases of hormone-behavior interactions: the “emergency life history stage”. *American Zoology* 38: 191–206.

Woodbury, A. M. 1956. Uses of marking animals in ecological-studies-marking amphibians and reptiles. *Ecology* 37(4): 670-674.

Yoke, M.M.; Morando, M.; Avila, L.J. & Sites Jr, J.W. 2006. Phylogeography and genetic structure in the *Cnemidophorus cf. longicauda* complex (Squamata, Teiidae). *Herpetologica* 62: 420-434.

Zug, G. R.; Vitt, L. J. & Caldwell, J. P. 2001. *Herpetology. An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles*. San Diego, California, USA: Academic Press. 630 pp.