



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES  
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES  
Departamento de Ecología, Genética y Evolución

## **Servicios ecosistémicos provistos por especies en conflicto en agroecosistemas del sudeste bonaerense**

Tesis presentada para optar al título de Doctora de la Universidad de Buenos Aires en el área Ciencias Biológicas

**Antonella Gorosábel**

Directora de tesis: Dra. Julieta Pedrana

Director asistente: Dr. Néstor O. Maceira

Consejera de estudios: Dra. Haydée Pizarro

Lugar de trabajo: Grupo de Recursos Naturales y Gestión Ambiental, Instituto de Innovación para la producción agropecuaria y desarrollo sostenible Balcarce

Buenos Aires, 2020

Fecha de defensa: 9 de abril de 2021

## Servicios ecosistémicos provistos por especies en conflicto en agroecosistemas del sudeste bonaerense

### RESUMEN

Los servicios ecosistémicos (SE) son atributos y procesos de los ecosistemas que generan beneficios para el hombre. Se clasifican en tres tipos: de provisión, de regulación y mantenimiento, y culturales. El objetivo de esta tesis fue identificar y evaluar el rol de aves y mamíferos silvestres en la provisión de potenciales SE en la región Pampeana. Para ello, se identificaron las funciones ecológicas y los conflictos de aves y mamíferos de la región, mediante una búsqueda bibliográfica estructurada, y se vincularon dichas funciones con potenciales SE. Los SE de regulación y mantenimiento fueron los más destacados, en especial el control de plagas, y las aves rapaces y los carnívoros, fueron los grupos más citados. Los conflictos reportados se asociaban principalmente con aves que ocasionan daños a cultivos. En base a esto, se evaluaron en dos áreas geográficas del sudeste bonaerense (Pampa Deprimida y Pampa Austral), los potenciales SE de regulación y mantenimiento vinculados a diferentes especies que se encuentran en conflicto con las actividades agropecuarias: aves rapaces (Falconiformes y Strigiformes), el zorro gris pampeano (*Licalopex gymnocercus*) y los cauquenes migratorios (*Chloephaga picta*; *C. poliocephala* y *C. rubidiceps*).

Siguiendo con la metodología de transectas lineales se obtuvo la presencia y número de aves rapaces y de zorros, mediante censos en vehículos diurnos y nocturnos. Se construyó un sistema de información geográfico (SIG) con los gradientes ambientales y antrópicos más relevantes. Para las rapaces, se construyeron mapas de aptitud de hábitat para cada especie con un análisis ecológico de nicho. Las especies de rapaces fueron clasificadas en cinco gremios tróficos en función de sus principales presas y cada gremio se asoció con un SE en base a los efectos negativos de las presas sobre las actividades agropecuarias y/o salud humana. Se encontró que el control de roedores, de insectos y el saneamiento ambiental está asociado a áreas agrícolas-ganaderas, mientras que el control de aves y moluscos a zonas de ambientes naturales. Los mapas de *hotspots* de SE de aves rapaces destacan la importancia de integrar ambientes naturales con paisajes agrícolas para fomentar la provisión de SE. Para el zorro gris pampeano, se construyó un mapa de densidad mediante un Modelo de Densidad de Superficie. También, se identificaron las especies de roedores más abundantes en su dieta y sus efectos negativos sobre las actividades agropecuarias y/o salud humana. Para cada roedor, se construyó un mapa potencial de distribución con un análisis espacial de lógica difusa. Superponiendo todos los mapas se determinaron que las áreas con ganadería y pastizales eran donde los zorros presentan mayores probabilidades de proveer un control de roedores, y en marzo-abril. Finalmente, en el caso de los cauquenes, se evaluaron los SE del aporte de nutrientes en heces y consumo de malezas, y los daños por su pastoreo en lotes de trigo (*Triticum* sp.). Se halló que hay un mayor aporte de nutrientes después de la emergencia, y mayor consumo de malezas antes de la emergencia del trigo. Mediante jaulas de exclusión situadas en lotes con trigo, se evaluaron diferentes variables agronómicas a lo largo del ciclo del cultivo, mediante Modelos Lineales Generalizados Mixtos. Se encontró que el pastoreo de cauquenes afectó negativamente la cobertura de trigo en los primeros estadios, pero no hubo diferencias a rendimiento, concluyendo que el pastoreo de cauquenes no genera pérdidas económicas, pero sí produce beneficios en los cultivos de trigo. Esta tesis amplía el conocimiento del rol de las aves y los mamíferos en la provisión de SE, y permitió identificar especies y áreas donde las mismas pueden ser consideradas “aliadas” de la producción. Este tipo de estudio es fundamental para promover la biodiversidad de especies y los beneficios derivados, fomentando la coexistencia de las actividades agropecuarias con la conservación de la fauna silvestre.

Palabras clave: servicios ecosistémicos, aves, mamíferos, conflictos, agroecosistemas

# **Ecosystem services provided by wildlife species in conflict with the agroecosystems of the southeast of Buenos Aires**

## **ABSTRACT**

The ecosystem services (ES) are the attributes and processes of an ecosystem that generate benefits to people and are classified into three types: provisioning; regulation and maintenance; and cultural. The aim of this thesis was to identify and evaluate the role species of birds and mammals play in the provision of ES in the Pampas region. Thus, we identified the ecological functions of birds and mammals and their conflicts with human activities in the region, with a bibliographic search, and linked these ecological functions with the potential ES. The regulation and maintenance ES were the most reported type and involved pest control, with birds of prey and carnivorous mammals as the most mentioned groups. Most of the reported conflicts were about birds associated with crop damages. Based on these results, we evaluated the potential regulation and maintenance ES linked with different species that are in conflict with the agricultural activities in the southeast of Buenos Aires province (Rolling and Southern Pampas): birds of prey (Falconiformes y Strigiformes), Pampas fox (*Licalopex gymnocercus*), and migratory sheldgeese (*Chloephaga picta*; *C. poliocephala* and *C. rubidiceps*).

Following the line transect methodology in day and night vehicle censuses, we obtained the presence and number of raptor species and foxes. We constructed a geographic information system (GIS) including the main environmental and human impact gradients of the study area. For each raptor species, we constructed a habitat suitability map using an Ecological Niche Factor Analysis. The species were classified into trophic guilds according to their main prey, and each guild was associated with an ES based on the preys' detrimental effect on agricultural activities or human health. We found that the control of rodents, insects, and scavenging were associated with crops and grazing lands, while bird and snail control to landscapes with higher percentages of natural areas. The hotspot maps of ES highlighted the importance of integrating natural areas in rural landscapes to encourage the provision of SE. In the case of the Pampas fox, we constructed a density map using Density Surface Models. We also identified the most abundant rodents' species in its diet and their negative effects on agricultural activities and/or human health. We constructed potential distribution maps of each rodent species with a GIS-based fuzzy logic model. Overlapping all these maps, we determined that grasslands and grazing areas are where the foxes are most likely to provide rodent control, especially in March-April. Finally, in the sheldgeese case, we evaluated the ES of nutrients supply in their feces, and weed control and the grazing damages in wheat fields (*Triticum* sp.). We found higher nutrient concentrations after the crop emergence and a higher number of weeds consumed before the emergence. Using enclosure plots in each field, we evaluated different variables throughout the crop cycle with Generalized Linear Mixed Models. Sheldgeese grazing negatively affected the wheat cover in the early stages, but there was no effect on the yield, suggesting that the sheldgeese grazing does not generate economic losses but does produce benefits in wheat crops. This thesis contributes to the knowledge of the role birds and mammals have in the provision of ES and allowed us to identify species and areas where they could be considered "allies" of agricultural production. This information is crucial to promote the presence and number of wildlife species, and the associated benefits, encouraging the coexistence of agricultural activities with wildlife conservation.

Keywords: ecosystem services, birds, mammals, conflicts, agroecosystems

*A mis papás, a mi hermana Stefi,  
y a Mati con todo mi amor*



## AGRADECIMIENTOS

Hay muchas personas a las que quiero agradecer que hicieron que estos años hayan sido excelentes tanto desde lo profesional como en lo personal. A todos ustedes infinitas gracias!

En primer lugar quiero agradecer a mi directora Julieta Pedrana que me apoyó, enseñó y alentó desde el primer día hasta el último. Gracias Juli por estar siempre dispuesta a discutir una nueva idea, por sentarte a la par mía a solucionar problemas técnicos y por compartir conmigo las tantas horas de campo...desde las noches frías contando zorros por caminos inundados a identificar especies de plantas en lotes de trigo... y las cenas y festejos de fin de campaña. Gracias por alentarme siempre a mejorar, orientarme cuando lo necesité, por darme el espacio para darle mi estilo a los trabajos, y por mostrarme que hacer ciencia es siempre mejor en equipo.

A mis codirectores Néstor Maceira y Paula Barral. A Néstor por presentarme al mundo de los servicios ecosistémicos y darme la posibilidad de formar parte de este grupo de trabajo. A Pau, gracias por tus comentarios, sugerencias y nuevas ideas que aportaste para poder terminar esta tesis.

A Luchi Bernad por tu apoyo y ayuda en todos estos años y por ser la “pata” intiana de esta tesis. Gracias por introducirme al gran equipo de hockey CSCP, las caminatas por la sierra y las tantas reuniones balcarceñas.

A Sebas Muñoz por estar siempre listo para ayudarme, sin importar el día ni la hora. Sin tu ayuda esta tesis hubiera sido infinitamente más difícil. Por las charlas de viajes en las largas horas de camioneta (que esperemos algún día poder concretar), y por haber aprendido que no hay que manejar por arriba del “pelo de chancho” y que las alpargatas no son el mejor calzado para caminar por el agua.

A Leo Olmos por tu ayuda en el campo y por enseñarme sobre la parasitología de la fauna silvestre.

A todos los integrantes del GEAP por aportar desde distintos aspectos al desarrollo de esta tesis.

A todas las personas que me acompañaron y ayudaron en el trabajo de campo. Gracias a Ceci, Eli, Mara, Lu Palacios, Caro Pantano, Paula Taraborelli, Agos Dematteis, Xime Sirimarco, Ceci Decima Onetto, Leo Sallesses, Edu Di Gerómico, Nico Martínez Cuestas, Franco, Ale Cabral, Dioni Martínez y Charly. Gracias Charly por ir a rescatarnos cuando las camionetas (o los caminos) fallaron, y a Dioni por responder todas mis dudas agronómicas.

A los productores que no sólo nos permitieron llevar a cabo este trabajo en sus campos, sino que nos recibieron siempre de la mejor manera. Gracias Pedro Urrutia, Nacho Unchalo, Juan José Eyherabide, Beatriz Urrutia, Tomás Freije, Daniel y Gabriel Ericson, Omar Donadío, Manuel Euguren, Manuel Risso, Martín, Esteban Cabo de Vila y Juan Carlos Lauría.

A todas las personas que me asesoraron a lo largo de la tesis. Gracias Jaime Bernados, Verónica Cabellero, Pablo Abbate, Máximo Lorenzo, Ale Cabral, Marcos Yannicari, Gustavo Pereyra Irujo, Facundo Mateos Inchauspe, Ignacio Divita y Yamina Rosas.

A los Laboratorios de Agrobiotecnología, de Mejoramiento de trigo, de Ecofisiología de Cultivos, de Fertilidad de Suelos y de Patología Vegetal del INTA EEA Balcarce por prestarnos sus camionetas para hacer el trabajo de campo.

A mi Consejera de Estudios Haydée Pizarro por sus sugerencias que enriquecieron mi doctorado.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas por otorgarme la beca para poder realizar mi doctorado, a la Universidad de Buenos Aires por brindarme una formación de calidad, tanto de grado como de posgrado, y al INTA EEA-Balcarce por darme el lugar de trabajo.

Al proyecto PNNAT-1128053, IDEA WILD, Neotropical Grassland Conservancy y Sigma Xi por el financiamiento. Al Smithsonian-Mason School of Conservation y São Paulo State Research Foundation por otorgarme el financiamiento para participar de cursos de posgrado internacionales que aportaron mucho a mi formación.

A las amigas que me dieron el doctorado y la oficina 148. A Ceci, Eli y Mara gracias por su apoyo, su ayuda y por todo lo compartido en estos años, y por los “miércoles de Balcarce”.

A mis amigos de siempre. Gracias a mis amigos de la facu por el aliento incondicional sin importar la ciudad o el país donde estemos. Gracias Vicky, Ceci, Juan, Fer, Sami, Marcos, Gon y Tomi. Gracias a todas mis amigas del colegio.

A Anto Panebianco por tus palabras tranquilizadoras en los momentos más difíciles, y por compartir tu conocimiento y experiencia conmigo.

A Caro Pantano por estar siempre, interesarte y compartir conmigo el amor por la conservación de la naturaleza.

A la familia González y compañía. Gracias Nora, Miguel, Vir, Ger, Franco, Mechi, Juana y Martín. Gracias por interesarse, acompañarme y alegrarse conmigo en cada etapa de esta tesis.

Quiero agradecer muy especialmente a mi familia. A Stefi, hermana y amiga, gracias por tu interés constante, por mostrarme siempre la sonrisa más grande y festejar conmigo cada paso de este trabajo y de la vida sin importar las distancias. A mis papás, José y Giselle, por quererme y acompañarme incondicionalmente, desde la búsqueda de zorros, aprendiendo sobre tema...estando siempre. Gracias a ustedes porque siempre entendieron, apoyaron y motivaron esto que tanto me gusta hacer.

Finalmente, el agradecimiento más grande de todos a Mati. Gracias por compartir conmigo esta aventura del doctorado y nuestra vida juntos. Por ayudarme, apoyarme y cuidarme. Gracias a la Biología que nos presentó en el CBC y por acompañarnos siempre.

<b>RESUMEN</b> .....	1
<b>ABSTRACT</b> .....	2
<b>DEDICATORIA</b> .....	3
<b>AGRADECIMIENTOS</b> .....	4
<b>CAPÍTULO 1: Introducción general</b>	
<b>INTRODUCCIÓN</b> .....	9
Marco teórico de los servicios ecosistémicos.....	9
Evaluación de los servicios ecosistémicos.....	14
Servicios ecosistémicos y conflictos asociados a la fauna silvestres.....	16
Objetivos.....	19
Estructura de la Tesis .....	20
<b>CAPÍTULO 2: Servicios ecosistémicos y conflictos vinculados a especies de aves y mamíferos en la región Pampeana</b>	
<b>INTRODUCCIÓN</b> .....	21
Objetivo.....	22
<b>METODOLOGÍA</b> .....	22
Área de estudio: región Pampeana.....	22
Búsqueda bibliográfica de las funciones ecológicas y servicios ecosistémicos.....	24
Búsqueda bibliográfica de conflictos.....	25
Extracción de información.....	25
<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b> .....	26
Servicios ecosistémicos de Regulación y Mantenimiento.....	26
Servicios ecosistémicos de Provisión.....	30
Servicios ecosistémicos Culturales.....	30
Conflictos de aves y mamíferos de la región Pampeana.....	32
<b>CONCLUSIONES</b> .....	33
<b>CAPÍTULO 3: Servicios ecosistémicos vinculados a gremios de aves rapaces</b>	
<b>INTRODUCCIÓN</b> .....	34
Objetivo, hipótesis y predicciones.....	36
<b>METODOLOGÍA</b> .....	36
Áreas de estudio.....	36
Cuenca de Mar Chiquita.....	37
Pampa Sur.....	39
Especies en estudio.....	41
Recolección de datos.....	42

Análisis de imágenes satelitales.....	42
Variables espaciales.....	45
Modelos de aptitud de hábitat (HSM).....	47
Mapas de gremios y de <i>hotspots</i> de servicios ecosistémicos.....	48
<b>RESULTADOS</b> .....	48
Especies y modelos de aptitud de hábitat (HSM).....	48
Mapas de gremios y de <i>hotspots</i> de servicios ecosistémicos.....	63
<b>DISCUSIÓN</b> .....	67
<b>CONCLUSIONES</b> .....	71
<b>CAPÍTULO 4: Servicios ecosistémicos vinculados al zorro gris pampeano (<i>Lycalopex gymnocercus</i>)</b>	
<b>INTRODUCCIÓN</b> .....	72
Objetivo, hipótesis y predicciones.....	73
<b>METODOLOGÍA</b> .....	74
Especie en estudio.....	74
Conflicto y estatus de conservación.....	76
Área de estudio.....	77
Recolección de datos.....	78
Análisis de imágenes satelitales.....	79
Variables espaciales.....	81
Modelos de Densidad de Superficie.....	83
Mapas de lógica difusa de especies de roedores.....	85
Mapas del servicio ecosistémico de control de roedores.....	89
<b>RESULTADOS</b> .....	90
Modelos de Densidad de Superficie.....	90
Mapas de lógica difusa de especies de roedores.....	99
Mapas de servicios ecosistémicos de control de roedores.....	101
<b>DISCUSIÓN</b> .....	102
Modelos de Densidad de Superficie.....	102
Mapa de lógica difusa de especies de roedores y servicio ecosistémico de control de roedores.....	105
<b>CONCLUSIONES</b> .....	106
<b>CAPÍTULO 5: Servicios ecosistémicos y conflictos de cauquenes migratorios (<i>Chloephaga sp.</i>) en cultivos de trigo (<i>Triticum spp</i>)</b>	
<b>INTRODUCCIÓN</b> .....	108
Objetivos, Hipótesis y Predicciones.....	110
<b>METODOLOGÍA</b> .....	110

Especies en estudio.....	110
Conflicto y estatus de conservación.....	113
Ciclo del trigo.....	114
Área de estudio y parcelas experimentales.....	116
Intensidad de pastoreo.....	120
Potenciales daños del pastoreo de cauquenes en trigo.....	120
Potenciales servicios ecosistémicos asociados al pastoreo de cauquenes en trigo.....	122
Análisis estadístico.....	124
<b>RESULTADOS.....</b>	<b>125</b>
Intensidad de pastoreo de cauquenes.....	125
Potenciales daños del pastoreo de cauquenes en trigo.....	127
Potenciales servicios ecosistémicos asociados al pastoreo de cauquenes en trigo.....	131
<b>DISCUSIÓN.....</b>	<b>133</b>
Intensidad de pastoreo de cauquenes.....	134
Potenciales daños del pastoreo de cauquenes en trigo.....	135
Potenciales servicios ecosistémicos asociados al pastoreo de cauquenes en trigo.....	135
<b>CONCLUSIONES.....</b>	<b>137</b>
Marco de servicios ecosistémicos.....	137
<b>CAPÍTULO 6: Conclusiones generales</b>	
Conclusiones generales.....	139
Integración de los distintos tipos de servicios ecosistémicos.....	140
Enfoques en el marco de los servicios ecosistémicos: Beneficios y conflictos.....	141
Escalas y metodologías utilizadas en el marco de los servicios ecosistémicos.....	143
Implicancias para la conservación de especies.....	145
Relevancia y conclusiones finales.....	147
<b>REFERENCIAS.....</b>	<b>149</b>
<b>APÉNDICE A.....</b>	<b>183</b>
<b>APÉNDICE B.....</b>	<b>192</b>
<b>APÉNDICE C.....</b>	<b>194</b>
<b>APÉNDICE D.....</b>	<b>198</b>

# CAPÍTULO 1

## Introducción general

### INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas están siendo cada vez más amenazados por factores antropogénicos (urbanización, minería, deforestación, contaminación química, introducción de especies exóticas) (Borges et al. 2019). En el último siglo, distintas actividades humanas transformaron gran parte del planeta, en donde la agricultura es la actividad dominante, siendo que los agroecosistemas cubren cerca del 40% de la superficie terrestre (Foley et al. 2005). A pesar de que las actividades agropecuarias proporcionan a las personas de alimento y otros bienes, la obtención de los recursos naturales para satisfacer las necesidades humanas inmediatas, generalmente se realiza a expensas de la degradación ambiental (Foley et al. 2005, Zhang et al. 2019). La modificación, simplificación y fragmentación del medio ambiente causan impactos negativos en las personas (Shapiro y Báldi 2014), afectando la capacidad de los ecosistemas de proveer servicios ecosistémicos (SE) (Foley et al. 2005, Schröter et al. 2019). Los SE son los atributos y procesos de los ecosistemas que generan beneficios para las personas (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

La importancia de la biodiversidad en la provisión de los SE y los procesos ecosistémicos que los subyacen es ampliamente reconocida (Millennium Ecosystem Assessment 2005, Balvanera et al. 2006, Díaz et al. 2006). Como miembros de los ecosistemas, la fauna silvestre que habita los agroecosistemas cumple roles fundamentales en la provisión de dichos SE (Díaz et al. 2005, Balvanera et al. 2006, Whelan et al. 2008, Green y Elmberg 2014, Michel et al. 2020). Sin embargo, las especies se ven seriamente perjudicadas por esta transformación ambiental, debido al cambio en la configuración del paisaje y reducción de sus hábitats, afectando de forma negativa a sus poblaciones. A su vez, algunas especies sufren efectos indirectos de las prácticas agropecuarias, como envenenamiento por agroquímicos (Bilenca et al. 2012, Ogada 2014, Ripple et al. 2015) y otras son perseguidas y cazadas por ser consideradas especies perjudiciales (Soler et al. 2004, Abba et al. 2009, Pedrana et al. 2014, 2015a). Por lo tanto, los cambios antropogénicos en la calidad y disponibilidad de ambientes naturales resultan en la pérdida directa de beneficios asociados a las especies de fauna silvestre.

#### Marco teórico de los servicios ecosistémicos

El reconocimiento de que el buen funcionamiento de los ecosistemas afecta críticamente el bienestar humano dio origen al enfoque de los SE. La relevancia científica de este concepto fue aceptada abiertamente a partir del 2005 en el marco de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA, por sus siglas en inglés *Millennium Ecosystem Assessment*) (Rositano et al. 2012). La MEA tuvo como

objetivo evaluar las consecuencias de los cambios de los ecosistemas para el bienestar humano y generar las bases científicas necesarias para tomar acciones que mejoren la conservación y el uso sostenible de esos ecosistemas, y así su contribución al bienestar humano ([www.millenniumassessment.org/](http://www.millenniumassessment.org/)). Fue diseñado para satisfacer las necesidades de los tomadores de decisiones sobre la falta de información científica de las consecuencias de las modificaciones de los ecosistemas y la biodiversidad sobre el bienestar humano, y para plantear opciones para lidiar con estos cambios (Millennium Ecosystem Assessment 2005, Carpenter et al. 2006, Martín-López y Montes 2011). El estudio de los ecosistemas abordados desde el enfoque de los SE viene dado desde una perspectiva antropocéntrica o instrumental en la cual los ecosistemas se vinculan directamente con el bienestar humano (Martín-López y Montes 2011). Sin embargo, este concepto tiene un gran potencial para ayudar a describir los vínculos y reconocer la dependencia de los seres humanos con la naturaleza (Burkhard et al. 2010, Haines-Young y Potschin 2013).

Existen diferentes conceptos y clasificaciones de los SE (De Groot et al. 2002, Millennium Ecosystem Assessment 2005, Haines-Young y Potschin 2013). Una de ellas, la cual es utilizada a lo largo de esta tesis, es la “Clasificación Común Internacional de Servicios Ecosistémicos” (CICES por sus siglas en inglés *Common International Classification of Ecosystem Services*) que se desarrolló para ayudar a negociar las diferentes perspectivas que han evolucionado entorno al concepto de SE y al intercambio de información entre ellas (Haines-Young y Potschin 2013). La CICES tomó como punto de partida la clasificación sugerida por el informe de MEA (Alcamo et al. 2003), la cual separa los SE en cuatro grandes grupos: de Provisión (productos obtenidos de los ecosistemas), de Regulación (asociados a los procesos ecosistémicos), Culturales (beneficios no materiales que tiene un significado espiritual, intelectual o cultural) y de Soporte o Mantenimiento (incluyendo todos aquellos procesos necesarios para la producción del resto de los servicios) (Alcamo et al. 2003). La CICES redefinió estos grupos en tres, principalmente para evitar el doble conteo de los mismos, incluyendo los SE de Soporte dentro de los de Regulación y Mantenimiento (Haines-Young y Potschin 2011, 2013, Martín-López y Montes 2011). A su vez, se planteó una estructura jerárquica con distintos niveles dentro de cada tipo de SE, para lidiar con los desafíos que surgen en relación con las escalas espaciales y aplicaciones (Tabla 1) (Haines-Young y Potschin 2013).

Según esta clasificación, los SE de Provisión son todos los productos materiales y energéticos de los ecosistemas, es decir, productos tangibles que pueden ser intercambiados o negociados, consumidos o utilizados directamente por las personas que las obtienen o fabrican. En este tipo de SE existen tres divisiones principales (Tabla 1): nutrición, materiales y energía. La división de nutrición incluye los productos de los ecosistemas que son usados directa o indirectamente como alimento o bebida. Mientras que la división de materiales comprende los productos tanto bióticos como abióticos que son utilizados para obtener otros bienes, y la última división incluye fuentes de energías bióticas y abióticas.

Los SE de Regulación y Mantenimiento incluyen todas las formas en que los ecosistemas controlan o modifican los parámetros bióticos o abióticos que definen el entorno de las personas, es decir, todos los aspectos del ambiente. Estos son productos del ecosistema que no se consumen pero afectan el desempeño de individuos, comunidades, poblaciones y sus actividades (Haines-Young y Potschin 2013). Dentro de este SE, se plantearon tres divisiones: mediación de residuos, tóxicos y otras molestias, mediación de flujos, y regulación y mantenimiento de las condiciones físicas, químicas y biológicas (Tabla 1).

Por último, los SE Culturales incluyen todos los resultados no materiales de los ecosistemas que tienen un significado simbólico, cultural o intelectual (Haines-Young y Potschin 2013). Este SE cuenta con dos divisiones principales relacionadas con los distintos tipos de interacciones entre el ser humano y la biodiversidad, los ecosistemas y los paisajes (Tabla 1).

**Tabla 1:** Clasificación de servicios ecosistémicos (SE) (Haines-Young y Potschin 2013). Tabla modificada de CICES V4.3 (enero, 2013).

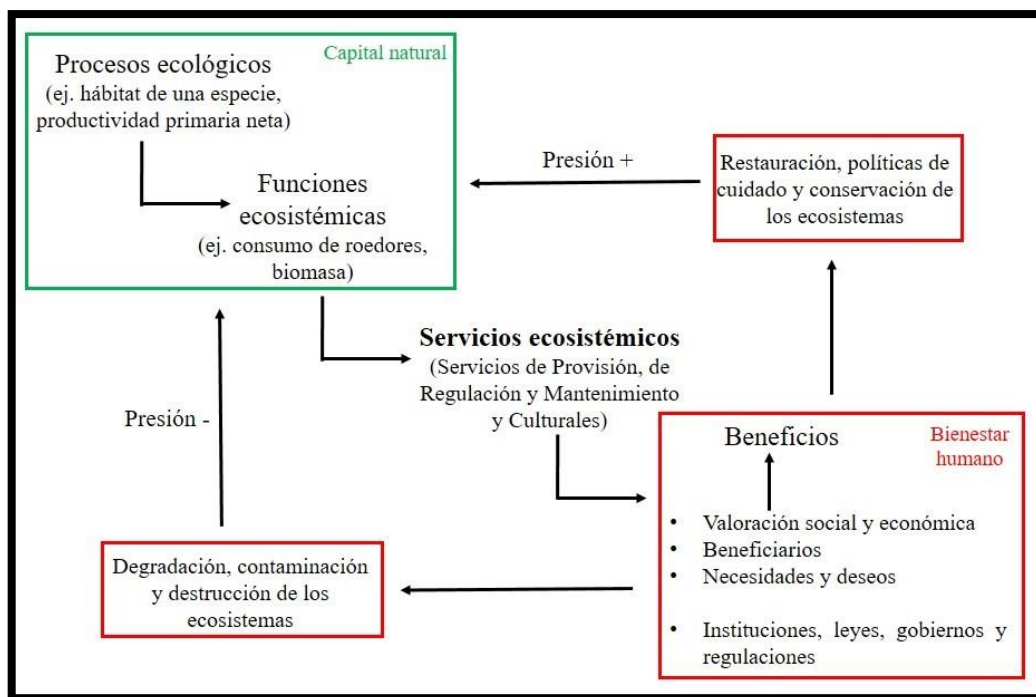
SE	División	Grupo	Clase	
Provisión	Nutrición	Biomasa	-Cultivos	
			-Animales de cría y sus productos	
	Agua	Agua	-Plantas silvestres, algas y sus derivados	
			-Animales silvestres y sus derivados	
	Materiales	Biomasa	-Plantas y algas de la acuicultura in situ	
			-Animales de la acuicultura in situ	
		Agua	Agua	-Agua superficial para beber
				-Agua subterránea para beber
		Energía	Fuentes de energía a base de biomasa	-Fibras y otros materiales de plantas, algas y animales
-Materiales de plantas, algas y animales para uso agrícola				
-Material genético de la biodiversidad				
Regulación y Mantenimiento	Mediación de residuos, tóxicos y otras molestias.	Mediación por la biodiversidad	-Agua superficial para no beber	
			-Agua subterránea para no beber	
			-Recursos basados en plantas	
			-Recursos basados en animales	
			-Energía basada en animales	
			-Bio-remediación por microorganismos, algas, plantas y animales	
			-Filtración, secuestro, almacenamiento y acumulación por microorganismos, algas, plantas y animales	



	Mediación por los ecosistemas	-Filtración, secuestro, almacenamiento y acumulación por ecosistemas -Dilución por atmósfera, agua dulce y ecosistemas marinos -Mediación por olores, ruidos e impacto visual	
Mediación de flujos	Flujo de masa	-Estabilización masiva y control de las tasas de erosión. -Amortiguación y atenuación de flujos de masa.	
	Flujo de líquidos	-Ciclo hidrológico y mantenimiento del flujo de agua -Protección contra inundaciones	
	Flujo de aire o gaseoso	-Protección contra tormentas -Ventilación y transpiración	
Mantenimiento de condiciones físicas, químicas y biológicas.	Ciclos de vida, hábitat y protección del pool genético	-Polinización y dispersión de semillas -Mantenimiento de poblaciones y hábitats	
	Control de plagas y enfermedades	-Control de plagas -Control de enfermedades	
	Formación y composición del suelo	-Procesos de meteorización -Descomposición y procesos de fijación	
	Condiciones del agua	-Condición química del agua dulce -Condición química del agua salada	
	Composición atmosférica y regulación del clima	-Regulación climática global por reducción de las concentraciones de gases de efecto invernadero -Regulación climática a nivel micro y regional	
Cultural	Interacciones físicas e intelectuales con la biodiversidad, los ecosistemas y los paisajes.	Interacciones físicas y experimentales	-Uso experimental de plantas, animales y paisajes terrestres / marinos en diferentes entornos ambientales -Uso físico de paisajes terrestres / marinos en diferentes entornos ambientales
		Interacciones intelectuales y representativas	-Científico -Educativo -Herencia cultural -Entretenimiento -Estético
	Interacciones espirituales, simbólicas y de otros tipos con la biodiversidad, los ecosistemas y los paisajes	Espiritual y/o emblemático	-Simbólico -Sagrado y/o religioso
		Otros aspectos culturales	-Existencia -Legado a futuro (Conservación)

Haines-Young y Potschin (2010) desarrollaron un modelo conceptual que le dio claridad al enfoque de SE y fue ampliamente utilizado (conocido también como el modelo de “cascada”, Fig. 1). El mismo plantea una vinculación de la naturaleza (también llamado capital natural), incluyendo tanto la biodiversidad como los ecosistemas en general, con el bienestar humano (Barral 2015). En este sentido, los ecosistemas contribuyen al bienestar humano mediante su capacidad de proveer SE que satisfagan a la sociedad. La capacidad de proveer SE depende de la estructura y de los procesos ecológicos del ecosistema, a través de sus funciones. Por lo tanto, las funciones de los ecosistemas son un concepto intermedio entre la biodiversidad y los SE (Martín-López y Montes 2011), y los SE son los que están ligados al bienestar. A su vez, muchas funciones pueden ser necesarias para generar un SE, pero también una misma función puede generar distintos SE (Martín-López y Montes 2011). Cuando existe un uso, demanda, disfrute o valoración social de esos SE (soportados por diversas funciones) se traducen en beneficios para la sociedad.

Este diagrama de cascada fue criticado por distintos autores, por plantear una relación lineal y simplista entre los procesos, funciones ecosistémicas y los beneficios (Costanza et al. 2017). Esta relación es compleja, no necesariamente lineal, y dinámica ya que los SE dependen de la perspectiva de los beneficiarios, que puede variar en el tiempo y espacio (De Groot et al. 2002, Martín-López y Montes 2011, Costanza et al. 2017). Por ende, para definir la importancia de los SE es necesario considerar las funciones ecosistémicas en un contexto espacio-temporal y para ello, es esencial el conocimiento de la estructura y dinámica de los ecosistemas. En base a esto, Costanza et al. (2017) plantearon otra representación de los SE, donde se consideran las relaciones complejas y bidireccionales entre los seres humanos y la naturaleza (capital natural) para generar los SE. En este diagrama se considera esta relación como dinámica, es decir que puede cambiar con el tiempo, y no solo considera que la naturaleza afecta la vida humana, sino que el accionar de las personas afecta la naturaleza (Costanza et al. 2017). A lo largo de esta tesis, se consideran atributos de las dos representaciones, ya que se consideran funciones ecosistémicas y la vinculación con potenciales SE, teniendo en cuenta una relación dinámica y bidireccional entre la naturaleza y los seres humanos (Fig. 1).



**Figura 1:** Diagrama de los servicios ecosistémicos adaptado del modelo de cascada de Haines-Young y Potschin (2010) y de Costanza et al. (2017) donde se resalta la complejidad y la dinámica de las interacciones entre la naturaleza (capital natural) y los seres humanos.

### Evaluación de los servicios ecosistémicos

Los SE pueden afectar a los humanos en distintas dimensiones y pueden ser evaluados desde distintas perspectivas según el beneficio que representen (Martín-López y Montes 2011). Las distintas metodologías de evaluación de los SE pueden abordarse desde tres enfoques: ecológico, socio-cultural y económico (De Groot et al. 2002, Rositano et al. 2012). El enfoque ecológico hace referencia a estimaciones de aspectos relacionados con el funcionamiento y estructura de los ecosistemas (De Groot et al. 2002, Ferraro et al. 2011, Rositano et al. 2012). Los componentes físicos y biológicos de los ecosistemas son el factor principal al momento de inferir el funcionamiento actual y el estado futuro de los mismos (De Groot et al. 2002, Ferraro et al. 2011). Desde un punto de vista práctico, la integración de los tres enfoques lleva a una evaluación total de un SE (De Groot et al. 2002). Sin embargo, el primer paso para poder evaluar las distintas dimensiones de un servicio, es tener información sobre la capacidad de los ecosistemas de generarlo, es decir sobre la integridad y resiliencia ecológica (Martín-López y Montes 2011). En esta tesis se utiliza principalmente el enfoque ecológico. Sin embargo, en el último capítulo también se tiene en cuenta una perspectiva socio-cultural.

Por lo planteado, el primer paso para la evaluación de un SE, es la identificación de las funciones ecosistémicas que están involucradas en él. Un ejemplo puede ser la identificación del rol que cumple

la vegetación natural en cuanto a la regulación hídrica y la calidad del agua (Jobbágy 2011). Las relaciones entre los distintos componentes del ecosistema, y por ende sus funciones, pueden relacionarse positiva o negativamente entre sí (Martín-López y Montes 2011). Estas relaciones pueden ser analizadas con distintos métodos estadísticos (Guisan y Zimmermann 2000, Dormann et al. 2012). Por ejemplo, los modelos de regresión son utilizados para analizar la relación entre una medición a campo de un determinado SE y las variables ambientales (Guisan y Zimmermann 2000, Dormann et al. 2012).

Otra forma de evaluar los SE, es a través del mapeo de las funciones ecosistémicas. Para estos análisis, generalmente se usan indicadores o “proxis” adecuados para cada función ecosistémica que se desee evaluar (Egoh et al. 2012, Birkhofer et al. 2018). La construcción de los mapas se realiza a través de diferentes métodos y modelos que cuantifican los indicadores (Egoh et al. 2012, Martnez-Harms y Balvanera 2012, Burkhard y Maes 2017). De esta forma se puede evaluar su dinámica espacial y temporal, que su vez es útil para seleccionar la escala correcta de dichas representaciones graficas (Malinga et al. 2015, Burkhard y Maes 2017). Algunos SE de Provisión están asociados a la extracción de un elemento determinado en el ecosistema, por lo que el mapeo de dicho elemento, ya sea en términos de presencia o abundancia, está relacionado directamente con la información de la disponibilidad de ese SE en un área de interés. En este sentido, distintos métodos de modelado espacial pueden proveer información sobre la ocurrencia de diferentes especies (Schulp et al. 2014, Kruse y Petz 2017). Por ejemplo, para generar un mapa de la provisión de alimento a través de la caza de subsistencia, es posible utilizar información ambiental e información de la especie, a través del modelado de aptitud de hábitat, ocurrencia o abundancia (Schulp et al. 2014, Kruse y Petz 2017). Concretamente, el mapeo de este tipo de SE es más adecuado para escalas regionales o locales, ya que permite obtener información con detalles y con buena resolución, necesaria para planes de manejo sustentable de las especies (Kruse y Petz 2017). Otros ejemplos pueden ser el mapeo de la distribución de una especie de árbol utilizada para extraer madera u otra especie vegetal asociada a la producción de alimentos (Crossman et al. 2013). Estos mapas pueden combinarse con otros métodos de evaluación, para contemplar no sólo la capacidad del ecosistema de proveer el servicio, sino también la cuota de extracción y la demanda del producto obtenido (Crossman et al. 2013, Schulp et al. 2014, Rasmussen et al. 2016).

Los SE de Regulación y Mantenimiento están relacionados con los procesos de los ecosistemas, y corresponden a la mayor cantidad de estudios del mapeo de SE (Egoh et al. 2012, Crossman et al. 2013). Un ejemplo es el control de plagas, el cual está íntimamente relacionado con la distribución y densidad de las especies que ejercen el control (Sandhu et al. 2008). Maas et al. (2016) reportaron que distintas especies de aves y murciélagos controlan la abundancia de insectos herbívoros, aumentando los rendimientos de cultivos. Sin embargo, los beneficios están asociados a los requerimientos del hábitat de estas especies controladoras y los disturbios que presenten sus poblaciones, variando en función de la región geográfica, de la estación y del uso del ambiente (Maas et al. 2016). Por lo tanto, generando

mapas de aptitud de hábitat o mapas de densidad, es posible identificar áreas donde hay mayores probabilidades de ejercer el control de plagas teniendo en cuenta las variaciones antes mencionadas (Sandhu et al. 2008, Maes et al. 2017).

El mapeo de SE Culturales es un desafío diferente y complejo, ya que este tipo de SE considera los beneficios no materiales que pueden variar no solo en el tiempo y el espacio, sino también entre personas (Kopperoinen et al. 2017). Los ejemplos más citados en la literatura son las oportunidades de recreación y turismo (Crossman et al. 2013). Los datos necesarios para estos modelos pueden obtenerse a partir de encuestas o tomando indicadores como la cantidad de visitantes por año a un parque nacional, entre otros (Plieninger et al. 2013, Ninan y Kontoleon 2016).

La representación espacialmente explícita de un SE puede ayudar a descubrir los riesgos en la salud de los ecosistemas, el uso insostenible de los mismos y a entender las relaciones entre SE (Burkhard y Maes 2017). La distribución espacial y abundancia de los SE a lo largo del paisaje es heterogénea (Egoh et al. 2008, Schröter y Remme 2016). Por lo tanto, los distintos grados de solapamiento entre SE puede complejizar su conservación, siendo necesario identificar áreas donde se proveen múltiples SE o “hotspots” (Schröter y Remme 2016). Este término fue utilizado en la literatura haciendo referencia a áreas con valores altos de un SE en particular o al solapamiento de muchos SE en un área (Schröter y Remme 2016). En base a la segunda definición, existen distintos métodos de evaluación, como mapas de valor agregado de SE, es decir, índices sumados y combinados de los distintos tipos de SE evaluados (Willaarts et al. 2012). Otro método hace referencia a la riqueza de los SE, es decir sumar el número de SE provistos en una determinada área (Gos y Lavorel 2012, Plieninger et al. 2013). El mapeo de múltiples SE es una herramienta útil para identificar grandes patrones espaciales (Barral 2015) y en relación a la fauna silvestre, estos mapas pueden construirse en base a modelados ecológicos que permiten entender la relación entre las variables ambientales y las especies, y por ende, con los potenciales SE mediados por ellas.

### Servicios ecosistémicos y conflictos asociados a la fauna silvestre

Alrededor del mundo, la fauna silvestre cumple distintos roles en la provisión de SE, actuando como depredadores, polinizadores, carroñeros, agentes de dispersión de semillas o ingenieros ambientales (Díaz et al. 2005, Whelan et al. 2008, Lozano et al. 2019, Michel et al. 2020). Muchos estudios se focalizaron en el rol de diferentes grupos o niveles de organización de biodiversidad en la provisión de SE, desde especies, poblaciones, grupos funcionales hasta comunidades (Luck et al. 2009, Harrison et al. 2014). En este sentido, Harrison et al. (2014) mostraron que distintos tipos de SE pueden ser vinculados con diferentes niveles de organización, resaltando la importancia de identificar y cuantificar el nivel de estudio más apropiado y las características a medir para cada tipo de SE (Luck et al. 2009). En base a esto, para conocer el rol de diferentes especies de fauna silvestre en la provisión de un SE, y

entender las relaciones con factores ambientales, es importante identificar “especies claves”, que pueden ser monitoreadas a lo largo del tiempo (Birkhofer et al. 2018). El uso de aves como bioindicadores es un concepto aceptado por motivos ecológicos y operativos, siendo uno de los grupos más diverso, mejor representado, que utilizan una gran diversidad de ambientes y son de fácil monitoreo (Croonquist y Brooks 1991, Kirk et al. 2020, Chowfin y Leslie 2021). Cabe destacar, que este grupo es ampliamente reconocido por su rol en una gran cantidad de SE (Sekercioglu 2006, Whelan et al. 2008, Green y Elmberg 2014). Esto hace que a través de la comprensión de su ecología se puedan identificar diversos SE de importancia para la producción agropecuaria o para la integridad del ambiente (Laterra et al. 2011). Otro grupo utilizado como bioindicadores son los mamíferos ya que también realizan una gran variedad de funciones ecosistémicas como depredadores tope, dispersores de semillas a grandes distancias, ciclado de nutrientes, entre otros (Black y Montgomery 1991, Davidson et al. 2012, Sarasola et al. 2016, Williams et al. 2018, Lozano et al. 2019). A su vez, algunas especies presentan una rápida respuesta frente a perturbaciones (Leis et al. 2008) convirtiéndolos en buenos indicadores.

Siguiendo con la clasificación de CICES (Haines-Young y Potschin 2013), las especies de aves y mamíferos se vinculan con los tres tipos de SE (Whelan et al. 2008, Clark et al. 2016, Gaston et al. 2018, Lacher et al. 2019). Particularmente las especies se asocian con los SE de Provisión, cuando son cazadas para el consumo humano, a través de la caza deportiva y/o de subsistencia (Schulp et al. 2014). Además, en distintas culturas, las personas utilizan productos derivados de estos animales como plumas, pieles, grasas, aceites, etc. (Green y Elmberg 2014, Buij et al. 2017, Cook et al. 2020). Alguno de estos productos son usados en la elaboración de vestimenta y accesorios (Green y Elmberg 2014, Buij et al. 2017), mientras que otros están asociados a la industria farmacéutica y cosmetológica (De Groot et al. 2002).

Por otro lado, existe una extensa bibliografía que resalta el rol de aves y mamíferos en la provisión de SE de Regulación y Mantenimiento (Díaz et al. 2005, Whelan et al. 2008, Sarasola et al. 2016, Rodrigues et al. 2020). Por ejemplo, murciélagos y lémures frugívoros y nectívoros regulan la diversidad floral en forestaciones a través de su rol como dispersores de semillas y polinizadores (Dew y Wright 1998). A su vez, grandes agregaciones de aves contribuyen al aporte y flujo de nutrientes en los ecosistemas (Whelan et al. 2008, Green y Elmberg 2014), mientras que especies insectívoras y carnívoras (aves rapaces, murciélagos y mamíferos carnívoros) son depredadores naturales de otras especies que afectan la agricultura, la ganadería y la vida humana (Dew y Wright 1998, Donázar et al. 2016, Maas et al. 2016). Otro ejemplo son los mamíferos cavadores, quienes construyendo sus madrigueras, ayudan al filtrado y al mezclado del suelo (Davidson et al. 2012). La concentración de sus heces y orina alrededor de las madrigueras aumenta la disponibilidad de nutrientes orgánicos e inorgánicos en el suelo, proporcionando forraje de mejor calidad para el ganado (Villarreal et al. 2008).

Estos grupos faunísticos también son asociados con SE Culturales, siendo fuentes de inspiración espiritual, del arte, de la fotografía y son patrimonio natural, fomentando así la educación ambiental y

el ecoturismo (Dew y Wright 1998, Green y Elmberg 2014, Echeverri et al. 2019). El turismo derivado de la observación de aves y mamíferos, es una actividad muy desarrollada o que presenta grandes oportunidades en algunas regiones del mundo (Auer et al. 2018, Cook et al. 2020). Muchas personas aprecian y reconocen el valor intrínseco de la naturaleza y la biodiversidad (Farjon et al. 2016, Müller et al. 2019), disfrutando de los lugares donde se encuentran. Particularmente, se encontró una correlación espacial entre los *hotspots* de biodiversidad y la provisión de SE en una región de Alemania, asociado a la inversión económica en el ecoturismo (Guo et al. 2010). Otros ejemplos sobre fuentes de inspiración en el arte son las ballenas, que su canto fue utilizado como base de la música y fueron objeto de esculturas y pinturas (Cook et al. 2020).

Por otro lado, en ambientes como los agroecosistemas, donde se solapan las actividades humanas con la distribución de aves y mamíferos, además de identificar los SE mediados por estos grupos, debemos tener en cuenta los conflictos. Las relaciones negativas entre las especies y las actividades humanas son importantes en la dinámica general del ecosistema (Harrison et al. 2014) y son una de las principales amenazas que enfrentan las especies hoy en día (Dickman 2010). Estos conflictos son frecuentes en áreas donde la fauna y los seres humanos comparten un recurso limitante, y la intensidad del mismo aumenta donde la ganadería y la agricultura son las actividades principales (Distefano 2005). Teniendo en cuenta que una gran parte de la superficie terrestre está influenciada por las actividades agropecuarias, la contribución de estos ambientes a la conservación de la biodiversidad es fundamental para mantener la viabilidad de sus poblaciones a lo largo del tiempo (Tallis et al. 2009, Batáry et al. 2011). El manejo de estos agroecosistemas generalmente tiene como objetivo la optimización de SE de Provisión, como la obtención de alimentos, fibras y combustible. Sin embargo, estos SE dependen de otros, como los de Regulación y Mantenimiento, que están siendo amenazados por las mismas actividades humanas (Foley et al. 2005, Millennium Ecosystem Assessment 2005, Rey Benayas y Bullock 2012). Al ser parte de los ecosistemas, lo mismo ocurre con las especies silvestres de aves y de mamíferos que habitan estos ambientes, quienes generalmente son consideradas perjudiciales para la producción. Especies granívoras y herbívoras suelen ser acusadas de consumir cultivos y/o pasturas (Abba et al. 2009, Pedrana et al. 2014, 2015a), mientras que los carnívoros de preda sobre el ganado doméstico (Soler et al. 2004, Lucherini et al. 2018). A su vez, las especies pueden sufrir efectos indirectos de estas prácticas agropecuarias, como envenenamiento por agroquímicos (Ogada 2014) o algunas son más sensibles que otras a la pérdida y fragmentación del hábitat (Bilenca et al. 2012, Ripple et al. 2015). La percepción de las personas sobre estos conflictos es clave en su accionar frente a la presencia de fauna (Dickman 2010). Por lo que la persecución de las especies, sumado a los efectos indirectos que sufren como resultado de las actividades agropecuarias, genera que la fauna este siendo afectada negativamente, y por consecuencia sus funciones ecológicas y la capacidad de los ecosistemas de brindar SE.

La región Pampeana es un área rica en biodiversidad, con especies endémicas, encontrando 450-500 especies de aves y más de 100 especies de mamíferos terrestres (Bilenca y Miñarro 2004, Azpiroz

et al. 2012, Codesido et al. 2013). Sin embargo, esta región presenta uno de los avances de la frontera agrícola más rápido del mundo, con una transformación, homogenización y degradación ambiental grave (Paruelo et al. 2005, Oesterheld 2008, Bilenca et al. 2009, Baeza y Paruelo 2020). Por lo tanto, muchas de las especies que habitan esta región se encuentran en riesgo, incluso antes de que sus funciones y potenciales SE sean conocidos o valorados. Frente a esto, la sociedad enfrenta el desafío de desarrollar estrategias regionales de uso de la tierra que reconozcan las necesidades a corto y largo plazo mientras reducen los impactos ambientales negativos y mantienen los beneficios sociales y económicos (Foley et al. 2005, Millennium Ecosystem Assessment 2005, Zhang et al. 2019). Un posible enfoque para lograr la coexistencia de las actividades agropecuarias y la fauna silvestre, utilizando el ambiente de una manera sustentable, es la aplicación del marco de los SE. La información sobre la distribución de especies y cómo responden a los cambios en el uso de la tierra es esencial para resaltar los beneficios asociados que podrían aumentar la calidad de vida de las personas (Zaccagnini et al. 2011, Guisan et al. 2013). A su vez, el conocimiento sobre los vínculos entre la fauna y la provisión de SE podría ser útil para identificar áreas de importancia para la conservación de la biodiversidad y puntos críticos de provisión de SE, para promover argumentos para la restauración ecológica y el ordenamiento territorial (Rey Benayas et al. 2009, Bullock et al. 2011, Laterra et al. 2011, Barral y Maceira 2012, Bastian 2013).

## OBJETIVOS

Teniendo en cuenta lo expuesto anteriormente el objetivo general de esta tesis fue identificar y evaluar el rol potencial que especies de aves y mamíferos cumplen en la provisión de servicios ecosistémicos en la región Pampeana. Para cumplir con el objetivo general se plantearon cuatro objetivos específicos:

- 1) Identificar funciones ecológicas y los conflictos de diferentes especies de aves y mamíferos que habitan en la región Pampeana y vincular las funciones ecológicas con los potenciales SE, mediante búsquedas bibliográficas estructuradas.
- 2) Evaluar los potenciales SE de Regulación y Mantenimiento mediados por múltiples gremios de aves rapaces en agroecosistemas de dos áreas geográficas del sudeste bonaerense, correspondientes a la Pampa Austral y la Pampa Deprimida.
- 3) Evaluar el potencial SE de Regulación y Mantenimiento de control de roedores asociado a una especie de carnívoro, tomando como caso de estudio el zorro gris pampeano (*Lycalopex gymnocercus*) en un área que presenta los distintos usos de la tierra del sudeste bonaerense, la cuenca de Mar Chiquita, correspondiente a la Pampa Deprimida y una parte minoritaria de la Pampa Austral.
- 4) Evaluar el SE de Regulación y Mantenimiento vinculado a aves gregarias a sistemas cultivados, utilizando como caso de estudio las tres especies de cauquenes migratorios (*Chloephaga* sp.) en



cultivos de trigo (*Triticum* spp) en un área representativa de la Pampa Austral, teniendo en cuenta los potenciales daños de las mismas

## **ESTRUCTURA DE LA TESIS**

Esta tesis fue organizada en seis capítulos de la siguiente manera: el Capítulo 1 (este capítulo) provee un marco teórico de los servicios ecosistémicos (SE), los distintos métodos de evaluación de los mismos y el rol que la fauna silvestre tiene en la provisión de SE a nivel mundial. A su vez, se hace foco en la importancia de seleccionar especies claves o indicadoras vinculados con la provisión de SE y los conflictos que presentan con las actividades humanas para una integración general en los agroecosistemas.

El Capítulo 2, el cual corresponde al objetivo específico 1, presenta una revisión bibliográfica de las funciones ecosistémicas y los conflictos que presentan las especies de aves y de mamíferos en la región Pampeana y se vinculan sus funciones ecosistémicas con los tres tipos de SE (de Provisión, de Regulación y Mantenimiento, y Culturales). A partir de esta información, y teniendo en cuenta la importancia del uso de indicadores para la evaluación y monitoreo de potenciales SE vinculados a especies de fauna silvestre, como así también los distintos conflictos con las actividades agropecuarias, se plantearon los siguientes capítulos.

Los capítulos 3 y 4, corresponden a los objetivos específicos 2 y 3 respectivamente, y se realiza una evaluación de los potenciales SE de Regulación y Mantenimiento a escala de paisaje de especies que se encuentran en conflicto con las actividades agropecuarias en distintas regiones del sudeste bonaerense. En el capítulo 3 se utiliza como caso de estudio múltiples gremios tróficos de aves rapaces (Falconiformes y Strigiformes) y en el capítulo 4 se trabaja con una especie de carnívoro, el zorro gris pampeano.

En el capítulo 5, el cual corresponde al objetivo específico 4, se realiza una evaluación de los potenciales SE de Regulación y Mantenimiento y los potenciales daños que el pastoreo de los cauquenes producen en cultivos de trigo.

Finalmente, en el capítulo 6, se realiza una integración y discusión general de los resultados obtenidos en los distintos capítulos y se analiza la relevancia de los resultados y sus implicancias.

## CAPÍTULO 2

### **Servicios ecosistémicos y conflictos vinculados a especies de aves y mamíferos en la región Pampeana**

Los resultados de este capítulo fueron publicados en el siguiente trabajo: Gorosábel, A., Bernad, L. y Pedrana, J. 2020. Ecosystem services provided by wildlife in the Pampas region, Argentina. *Ecological Indicators* 117: 106576.

#### **INTRODUCCIÓN**

Las especies de aves y mamíferos tienen un efecto positivo en la provisión de servicios ecosistémicos (SE), cumpliendo una gran diversidad de roles en los ecosistemas (Díaz et al. 2005, Balvanera et al. 2006, Whelan et al. 2008, Green y Elmberg 2014). Por lo tanto, considerando el gran impacto que los SE tienen en la calidad de vida de las personas, es importante reconocer qué especies son claves en la provisión de los mismos en un determinado ecosistema. El estudio de la ecología de estas especies, identificando los principales requerimientos ecológicos (alimento y hábitat), es de gran utilidad para identificar los SE asociados a las mismas (Zaccagnini et al. 2011). A su vez, los cambios en la calidad y disponibilidad de los ecosistemas generados por las actividades antrópicas, afectan las funciones ecológicas de las especies, teniendo como resultado la pérdida directa de los beneficios vinculados a la fauna silvestre. Por ende, evaluando cómo las especies responden a estos cambios, se puede monitorear los potenciales SE en el tiempo y el espacio (Zaccagnini et al. 2011). Esto tiene una gran relevancia particularmente en ambientes altamente modificados por el hombre donde las poblaciones de las especies silvestres se encuentran en riesgo. Por consiguiente, contar con una clara identificación y entendimiento de las relaciones entre las actividades antrópicas y la fauna silvestre es crucial para lograr un manejo sustentable del ambiente (Birkhofer et al. 2018).

En las últimas décadas, Argentina ha experimentado una expansión e intensificación ambiental, donde los ambientes naturales han sido reemplazados por cultivos para producir alimento, biocombustible o ambos. Este proceso, en el cual el uso creciente y continuo de tierras dedicadas a la agricultura se realiza en detrimento de otros usos, se conoce como "agriculturización" (Manuele-Navarrete et al. 2005, Auer et al. 2017). Como consecuencia, un gran número de hectáreas de pastizales originales fueron reemplazadas por cultivos y por pasturas implantadas para el ganado (Aizen et al. 2009). En la campaña 2019/2020 se registraron más de 12 millones de hectáreas sembradas en todo el país (<https://datos.agroindustria.gob.ar/dataset/estimaciones-agricolas>), siendo que el 83% correspondió a las provincias que componen la región Pampeana, resaltando la importancia económica

en la producción del área (Bilenca y Miñarro 2004, Baldi et al. 2006). La intensificación agrícola de esta región se caracterizó por el uso intensivo de maquinaria y productos químicos asociados a la expansión de cultivos, predominantemente de soja (*Glycine max*), y limitando la ganadería a corrales de engorde o relegándola a zonas marginales (Reboratti 2006, Manuel-Navarrete y Gallopin 2007). Los pastizales originales quedaron restringidos a ciertas zonas en particular, como zonas anegadas, banquinas y bordes de camino (Herrera et al. 2017). Como consecuencia, muchas de las especies que habitan estos ambientes están siendo afectadas negativamente (Codesido et al. 2011, Azpiroz et al. 2012). A su vez, se han agravado e intensificado diversos conflictos con las comunidades rurales, debido al aumento entre el solapamiento entre la fauna y las actividades agropecuarias (Distefano 2005, Abba et al. 2009, Pedrana et al. 2014, 2015a, Lucherini et al. 2018).

Los paisajes agropecuarios bien gestionados deben tener en cuenta los tres tipos de SE (Millennium Ecosystem Assessment 2005, Müller et al. 2019), y la interacción de zonas productivas con las áreas naturales es importante para lograr la convivencia entre la fauna silvestre, las actividades agropecuarias y la seguridad alimenticia manteniendo la integridad y resiliencia ecológica (Poppy et al. 2014). Por lo tanto, es importante identificar los potenciales SE asociados a especies de fauna silvestre y sus conflictos con las personas, para contribuir a un desarrollo agropecuario sustentable que permita la conservación de la biodiversidad en la región Pampeana.

## **OBJETIVO**

El objetivo de este capítulo fue identificar las funciones ecológicas de aves y de mamíferos y los conflictos que presentan con las actividades humanas en la región Pampeana, y vincular sus funciones con potenciales servicios ecosistémicos.

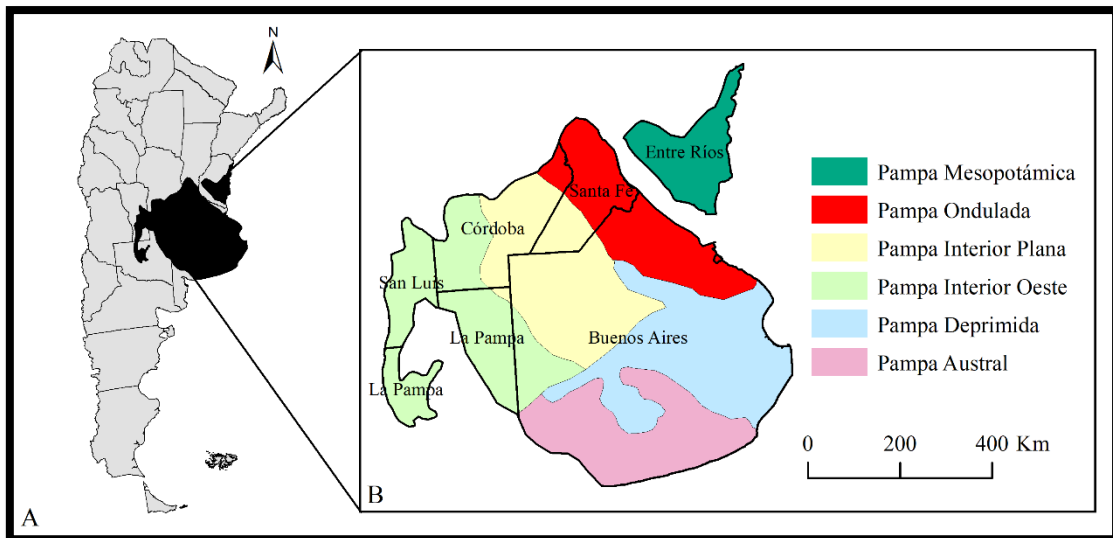
## **METODOLOGÍA**

### Área de estudio

La región Pampeana comprende un área de 398966 km<sup>2</sup> y se encuentra en el centro-este de Argentina (Fig. 2.1a) e incluye la mitad austral de Entre Ríos, el sudeste de Córdoba, el sur de Santa Fe, el nordeste de La Pampa y casi toda la provincia de Buenos Aires, exceptuando el extremo sur de la misma (Soriano et al. 1991) (Fig. 2.1b). Tiene un relieve llano o suavemente ondulado con planicies deprimidas anegables en la mayor parte de la región, con suaves pendientes hacia el océano Atlántico y desagües hacia los ríos principales. También hay sectores con serranías bajas, como el Sistema de Sierras de Tandil y de Ventania en el sudeste de la región (Matteucci 2012). A su vez, se encuentran lagunas permanentes o temporales, relacionadas con el poco drenaje de agua y la ausencia de relieves marcados o en algunos casos por barreras físicas como dunas o médanos continentales (Matteucci 2012). El clima de la región es templado húmedo con una temperatura promedio de 14 – 20 °C,

disminuyendo hacia el sur, y con precipitaciones entre 700 – 1200 mm, decreciendo de nordeste a sudoeste, y las mayores lluvias se concentran principalmente en primavera y verano (Matteucci 2012).

Esta región es un ecosistema de pastizales templados, que fue descrito como una estepa o pseudo-estepa de gramíneas (Cabrera 1976). El pastizal original era un ensamble de diferentes especies adaptadas a las distintas condiciones climáticas, topográficas, edáficas y geográficas de la región (Cabrera 1976, Bilenca y Miñarro 2004, Paruelo et al. 2007, Matteucci 2012). En función de las estas condiciones se dividió a la región Pampeana en seis sub-ecorregiones (Pampa Mesopotámica, Pampa Interior Oeste, Pampa Interior Plana, Pampa Ondulada, Pampa Deprimida y Pampa Austral) (Fig. 2.1b) (Soriano et al. 1991). La heterogeneidad del paisaje se reflejaba en los ecotonos formados por las distintas comunidades vegetales (Ghersa et al. 1998). Sin embargo, a partir de la llegada de los europeos, los pastizales fueron progresivamente remplazados por cultivos y pasturas, y hoy en día es una de las regiones más importantes de producción de granos y carne del mundo (Bilenca y Miñarro 2004, Paruelo et al. 2005, Baldi et al. 2006). Hasta el siglo XX, la actividad predominante era la cría de ganado, la cual se realizaba en pastizales naturales o combinados con pasturas sembradas (Viglizzo et al. 2001, Baldi et al. 2006). Entre 1990-2000, la tasa de expansión agrícola aumentó considerablemente debido a factores tecnológicos, como los cultivos genéticamente modificados, la aplicación de herbicidas e insecticidas y las condiciones favorables del mercado (Paruelo et al. 2005, Baldi y Paruelo 2008). Esta expansión estuvo íntimamente relacionada con una intensificación y homogenización del uso de la tierra (Aizen et al. 2009). En el año 2006 el cultivo de soja representó alrededor del 50% del área sembrada de todo el país (FAOSTAT 2007). Aizen et al. (2009) resaltaron distintos procesos por los cuales se generó esta expansión del cultivo de soja que incluye el remplazo de sistemas naturales o seminaturales, la introducción de la “soja de segunda” permitiendo realizar dos cosechas anuales y el avance de la frontera agrícola sobre áreas históricamente destinadas a la ganadería. A su vez, también se intensificaron otros cultivos, como el trigo, la avena (*Avena sativa*) y la cebada (*Hordeum vulgare*) como cultivos de invierno, y el maíz (*Zea mays*), el girasol (*Helianthus annuus*) y el sorgo (*Sorghum graniferum*) como cultivos de verano (Baldi y Paruelo 2008). La cría y engorde del ganado también comenzó a realizarse bajo sistemas ganaderos intensivos (*feed-lots*) o quedando desplazados a áreas periféricas que no son aptas para la agricultura (Viglizzo et al. 2001, Manuel-Navarrete y Gallopin 2007).



**Figura 2.1:** A) Mapa de Argentina y la región Pampeana (negro). B) Mapa de los sectores de las provincias (líneas negras) y sub-ecoregiones que conforman la región Pampeana.

#### Búsqueda bibliográfica de las funciones ecológicas y servicios ecosistémicos

El 21 de marzo de 2017 se realizó una búsqueda bibliográfica sistemática y estructurada utilizando la base de datos de *Scopus*, para identificar las funciones ecológicas de aves y mamíferos de la Región Pampeana. Se llevaron a cabo tres búsquedas, una para cada tipo de SE (de Provisión, de Regulación y Mantenimiento, Culturales) utilizando diferentes combinaciones de términos basadas en CICES (Haines-Young y Potschin 2013), explicadas en el capítulo 1, sin ninguna restricción en el año de publicación.

Los términos utilizados fueron en inglés, y para la búsqueda de SE de Provisión se incluyeron los siguientes términos: [((argen\*) and (pampa\*) and (mamma\* or bird\*) and (service\* or use\* or provision\* or game\* or meat\* or skin\* or leather\* or hunt\* or bone\* or fertiliz\* or rear\* or product\* or fibre\* or ornamen\* or fodder\* or biochemic\* or indust\* or medi\* or gen\*))]. Los términos de la búsqueda de SE de Regulación y Mantenimiento fueron: [((argen\*) and (pampa\*) and (mamma\* or bird\*) and (service\* or habit\* or ecolog\* or use\* or diet\* or regul\* or nutrient\* or fertil\* or poliniz\* or dispersal\* or control\* or pest\* or disease\* or seed\* or soil\* or trophic\*))]. Por último, la búsqueda de SE Culturales incluyó las siguientes palabras: [((argen\*) and (pampa\*) and (mamma\* or bird\*) and (watching\* or ecoturism\* or tourism\* or hunt\* or research\* or heritage\* or cultural\* or aesthetic\* or symbols\* or ritual\* or spiritual\* or entertain\* or conserv\* or ethical\* or moral\*))].

Se obtuvo un total de 405 trabajos (de Provisión: 169; de Regulación y Mantenimiento: 164, Cultural: 72). Se juntaron y se eliminaron los repetidos. Luego, se examinó el título y el resumen de cada uno y se identificaron 101 trabajos que cumplían el criterio definido. A su vez, se examinó la literatura citada en los trabajos científicos seleccionados por la búsqueda bibliográfica y los artículos científicos publicados en revistas locales y regionales, los cuales no aparecían en la base de datos del

*Scopus*. A partir de esta última búsqueda, se decidió incluir 44 trabajos más que cumplían los requerimientos planteados.

#### Búsqueda bibliográfica de conflictos

El 1 de mayo de 2019 se realizaron dos búsquedas bibliográficas sistemáticas y estructuradas utilizando la base de datos bibliográfica *Scopus*, para encontrar trabajos que mencionaban algún tipo de conflicto entre aves y/o mamíferos y las actividades humanas en la región Pampeana. Al igual que la sección anterior, las búsquedas se llevaron a cabo en inglés. La primera búsqueda contuvo los siguientes términos: [((argen\* or pampa\*) and (farm\* or crop\* or agro\* or pasture\* or grass\* or graz\* or agri\* or wetland\* or livestock\* or ecosystem\*)) and (wildlife\* or fauna\* or bio\* or diversity\* or mammal\* or bird\*) and (damage\* or conflict))]. Mientras que la segunda incluyó: [((argen\* or pampa\*) and (agroecosystem\* or agricult\*) and (wildlife\* or fauna\* or diversiy\* or biodiversity\* or mammal\* or bird\*) and (damage\* or conflict))].

Se encontraron un total de 303 artículos, a los cuales se les aplicó el mismo método de filtrado, examinando el título y el resumen de cada uno, y se obtuvo un total de 20 trabajos que cumplían los criterios. Finalmente, se agregaron 3 trabajos más revisando la literatura citada y revistas locales y regionales.

#### Extracción de información

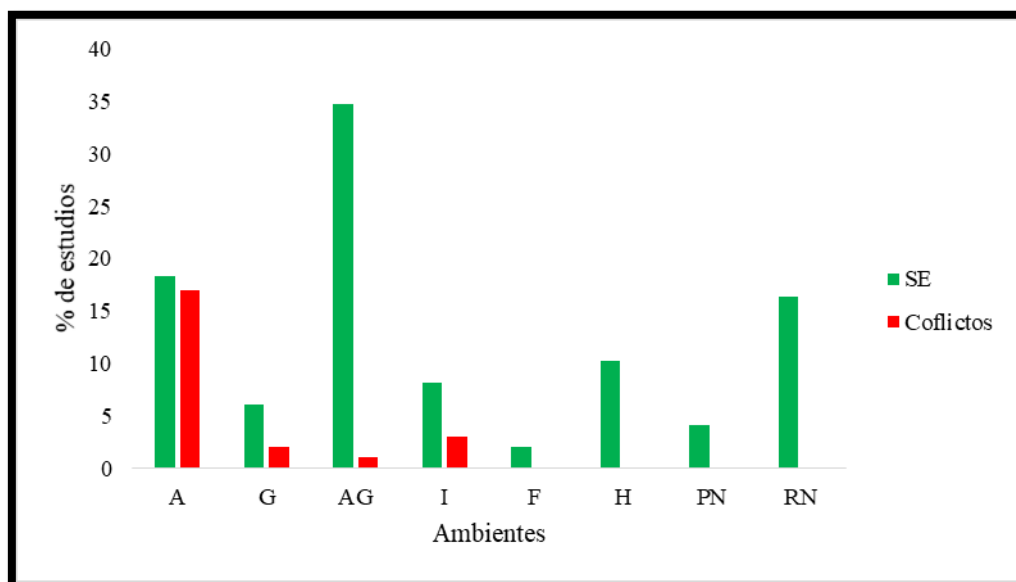
Los 145 artículos obtenidos de la búsqueda bibliográfica de funciones ecológicas (Apéndice A) fueron leídos en su totalidad, mientras que se respondía un cuestionario (Apéndice B). El cuestionario fue diseñado en base a la clasificación de SE realizada por CICES (ver capítulo 1) (Haines-Young y Potschin 2013) e incluía información de la identidad de cada especie, la función ecológica, el potencial SE asociado a la misma (descriptos en la Tabla 1), el ambiente donde se desarrolló cada estudio y la metodología principal del trabajo (Apéndice B). Los distintos ambientes fueron clasificados previamente en ocho grupos: agricultura (A), ganadería (G), áreas mixtas (AG, paisajes que contenían agricultura y ganadería), interface urbano-rural (I), forestaciones (F), humedales (H), pastizales naturales (PN) y reservas naturales (RN). La categoría I incluyó estudios en rellenos sanitarios, áreas periféricas a aeropuertos y a ambientes naturales en zonas urbanas. El grupo RN fue considerado como una categoría diferente, debido al grado de protección y prácticas de manejo sustentables que se desarrollan en las mismas. Es importante mencionar que los relictos de ambientes naturales (H, PN y RN) se encuentran inmersos dentro del paisaje agropecuario y por ello, se consideró que estas categorías estaban fuertemente influenciadas por las actividades de su entorno.

Los 23 trabajos de conflictos (Apéndice A) fueron leídos en su totalidad y se extrajo información de la identidad de las especies, tipo de conflicto y el ambiente donde ocurrieron los conflictos mencionados.

La información obtenida se analizó como una revisión bibliográfica obteniendo porcentajes de cada tipo de SE o conflicto, especie involucrada y ambientes, pero sin un análisis estadístico particular.

## RESULTADOS y DISCUSIÓN

Del total de 145 trabajos analizados, solo 49 artículos reportaron funciones ecológicas de aves y/o mamíferos resaltando potenciales SE. En base a la clasificación de los SE, en 38 artículos se identificaron potenciales servicios de Regulación y Mantenimiento, en 11 servicios Culturales y en 3 servicios de Provisión. De todos ellos, el 78% de los artículos eran de especies de aves y el porcentaje restante de mamíferos. Los estudios mencionados en estos artículos fueron desarrollados en una gran variedad de ambientes presentes en la región en estudio (Fig. 2.2).



**Figura 2.2:** Porcentaje de estudios realizados en los diferentes ambientes de la región Pampeana obtenidos en la revisión bibliográfica de los servicios ecosistémicos (SE) y conflictos. Ambientes: agricultura (A), ganadería (G), áreas mixtas (AG), interface urbano-rural (I), forestaciones (F), humedales (H), pastizales naturales (PN) y reservas naturales (RN).

### Servicios ecosistémicos de Regulación y Mantenimiento

Los SE de Regulación y Mantenimiento fue el grupo más reportado e involucró la provisión de nutrientes y mantenimiento de las condiciones bio-geoquímicas del suelo, y el control de plagas y enfermedades (Tabla 1). El proceso de provisión de nutrientes y mantenimiento de las condiciones biogeoquímicas del suelo fue reportado en un solo estudio, donde se muestra una correlación entre la abundancia de aves acuáticas y la concentración de nutrientes (fósforo y nitrógeno) en humedales (Josens et al. 2009). Eso sugiere la importancia del potencial de las comunidades de aves acuáticas en

la contribución de nutrientes al suelo. A pesar de que en esta revisión no se encontraron trabajos de mamíferos relacionados con esta contribución de nutrientes, el rol de los mamíferos cavadores está estudiado en otras regiones de Argentina (Arias et al. 2005, Villarreal et al. 2008, Contarde 2019). A su vez, alrededor del mundo, distintos estudios reconocen que estos mamíferos pueden mejorar la absorción de nitrógeno de las plantas, facilitar la filtración de agua y aumentar la materia orgánica y nutrientes inorgánicos del suelo (Black y Montgomery 1991, Davidson et al. 2012). Davidson et al. (2012) mencionan el rol que cumple la vizcacha (*Lagostomus maximus*), una especie endémica de Sudamérica (Llanos y Crespo 1952). Esta especie se encuentra en la región Pampeana, pero debido a las campañas de erradicación que se llevaron a cabo en el país, ha desaparecido de una gran parte de la región (Navarro et al. 1997), minimizando así los beneficios que podrían proporcionar a las condiciones del suelo.

Por otro lado, estudios de dieta vinculados con los SE de Regulación y Mantenimiento fueron reportados en 37 artículos. Se encontró que aves y mamíferos tienen un rol activo como controladores de plagas y pestes, ya que consumen gran número de roedores, vectores de distintas enfermedades e insectos y/o plantas consideradas perjudiciales, y al consumir animales muertos proveen un saneamiento ambiental (Tabla C.1; Apéndice C). En los estudios vinculados con el control de plagas y pestes, las aves fueron el grupo más mencionado en relación a este SE (78%), mientras que los mamíferos aparecieron en el 22% de los trabajos. Dentro de las aves, el grupo más representado fueron las rapaces (69%) y dentro de los mamíferos, los carnívoros, como el zorro gris pampeano (*Lycalopex gymnocercus*) (63%) (Tabla C.1; Apéndice C). La lechuza del campanario (*Tyto alba*), el aguilucho común (*Buteo polyosoma*) y el milano blanco (*Elanus leucurus*) mostraron preferencia por el consumo de roedores (Bó et al. 2007). Además, la lechucita de las vizcacheras (*Athene cunicularia*) depreda individuos de *Calomys musculinus* (Bellocq 1987), una especie de interés epidemiológico, ya que este roedor fue descrito como un reservorio del virus Junín, causante de la fiebre hemorrágica argentina (Sabattini et al. 1977, Polop et al. 2003). Otros roedores consumidos fueron *Ratus ratus*, *Oligoryzomys flavescens* y *Akodon azarae*, especies registradas como infectadas o con alta seroprevalencia para la bacteria *Leptospira* (Lovera et al. 2017, Colombo et al. 2018, Ricardo 2018). A su vez, roedores del género *Oligoryzomys* son hospedadores del Hanta virus, causante del síndrome pulmonar severo (Polop et al. 2003, Andreo 2013). Existen otras enfermedades transmitidas por roedores como la micosis, la triquinosis (con una infección secundaria en humanos), corioomeningitis (con *Mus musculus* como reservorio) e infecciones causadas por *Streptobacillus moniliformis* y *Spirillum minus* de la mordida *Ratus ratus* (Polop et al. 2003).

Especies de insectos asociadas a daños en cultivos fueron encontradas en las dietas de aves y mamíferos de la región Pampeana (Tabla C.1; Apéndice C). Por lo tanto, estas especies tienen un gran potencial controlando los insectos considerados plagas. Insectos de la familia Scarabaeidae (*Cyclocephala signaticollis*, *Dibolocelus palpalis*, *Dyscinetus* sp., *Philocloenia bonaerensis*, *Sulcophanaeus menela*), conocidos como gusanos blancos, causan reducciones significativas en trigo y



girasol (Abadia et al. 2017, Casuso et al. 2017) y fueron encontradas en la dieta del chimango (*Milvago chimango*) (Biondi et al. 2005), de la gaviota capucho café (*Larus maculipennis*) (Ghys y Favero 2004) y del pico de plata (*Hymenops perspicillatus*) (Pretelli et al., 2014). Además, estas aves, junto con el carancho (*Caracara plancus*) se alimentan de gorgojos (familia Curculionidae), que afectan al girasol (Casuso et al. 2017) y al trigo, con pérdidas registradas de hasta el 31% del rendimiento en este último (Abadia et al. 2017). La familia Noctuidae, conocidos como polillas de mochuelo, gusanos cortadores o gusanos del ejército, es también reconocida como plagas agrícolas (Aragón 2002, Urretabizkaya et al. 2010, Abadia et al. 2017, Casuso et al. 2017). En la búsqueda bibliográfica, se encontró que el pico de plata (Pretelli et al. 2014) y el ñandú común (*Rhea americana*) (Comparatore y Yagueddú 2007, 2016) se alimentaban de este grupo de insectos. Por otro lado, el aguilucho langostero (*Buteo swainsoni*), el carancho y la gaviota capuchón café se alimentan de saltamontes (Goldstein et al. 1999, Canavelli et al. 2001, Ghys y Favero 2004, Biondi et al. 2005). Los saltamontes pertenecen a la familia Acrididae y se han convertido en plagas agrícolas, los cuales son conocidos localmente como “Tucuras”. Otras aves, como la garza blanca (*Ardea alba*), la garza mora (*Ardea cocoi*) y el verdón (*Embernagra platensis*) comen insectos, siendo ítems muy importantes en sus dietas (Montalti et al. 2005, Pretelli et al. 2012).

Con respecto a los mamíferos, el peludo (*Chaetophractus vellerosus*) y la mulita pampeana (*Dasypus hybridus*) tienen a los insectos como uno de los principales ítems de sus dietas (Abba y Cassini 2010, Abba et al. 2011). A su vez, los coleópteros son los más abundante en la dieta de zorrino común (*Conepatus chinga*) (Castillo et al. 2014). Desafortunadamente, en muchos de estos estudios no se alcanza la identificación a nivel de especie. Identificar qué especies de insectos y qué cantidad están incluidos en la dieta de la fauna silvestre podría ser esencial para resaltar su función como controladores de insectos. Hoy en día, los controles de los insectos se realizan con insecticidas sintéticos y esto conlleva un fuerte impacto ambiental, social y económico. Por esta razón, es esencial adoptar otras alternativas complementarias al control químico en la producción agrícola. El estudio de aves y mamíferos como controladores biológicos de insectos podría ayudar a reducir el uso de productos químicos.

El chimango (Biondi et al. 2005) y el halcón plumizo (*Falco femoralis*) (Bó 1999, Baladrón et al. 2012) consumen aves consideradas plagas de cultivos como las familias Psittacidae y Columbidae. Algunos ejemplos son la torcaza (*Zenaida auriculata*) y las cotorras (*Myiopsitta* sp.), que consumen granos del girasol y se posan sobre el capítulo provocando la caída de los granos (Casuso et al. 2017). Casuso et al. (2017) reportaron que cerca de la mitad de las plantas consumidas por la cotorra común (*Myiopsitta monachus*) eran cultivos, principalmente maíz y girasol. Mientras que la otra mitad de las plantas pertenecían especies consideradas malezas, como la campanilla (*Convolvulus arvensis*) y el capiquí (*Stellaria media*) que son importantes malezas del área de estudio y algunas son alergénicas (<http://rian.inta.gov.ar/atlasmalezas>). Booman et al. (2009) encontraron que algunas especies de roedores (*Akodon azare*, *Oligoryzomys flavescens*, *Calomys* sp.) y el marsupial colicorto pampeano (*Monodelphis dimidiata*) también se alimentaban de semillas de especies de malezas. Por lo tanto, a

pesar de los daños que algunas de estas aves y/o mamíferos pueden causar, también contribuyen a la disminución de otras especies perjudiciales. Futuros estudios deberían centrarse en evaluar el costo y los beneficios de estas especies para comprender los efectos generales.

El ñandú común consume una gran cantidad de plantas consideradas malezas, resaltando su posible rol como controlador de las mismas (Martella et al. 1996, Comparatore y Yagueddú 2007, 2016). Algunos ejemplos son la lupulina (*Medicago lupulina*), una especie considerada “problemática” en cultivos de invierno y pasturas, y frutos de avena salvaje (*Avena fatua*), una maleza de los cultivos de trigo y cebada (Miralles et al. 2014). A su vez, también se alimentan de cardos (*Carduus acanthoides*, *Cirsium vulgare*, *Cynara cardunculus*) y otras especies (*Solanum sisymbriifolium*, *Conyza bonariensis*, *Lolium* sp.) (Martella et al. 1996, Comparatore y Yagueddú 2007, 2016). Particularmente, el consumo del raigrás (*Lolium* sp.) es importante desde el punto de vista agronómico, ya que presentan resistencia al glifosato (Vila-Aiub et al. 2008, Gigón et al. 2017).

Aves y mamíferos carroñeros benefician a los humanos de múltiples maneras. Por ejemplo, la eliminación de restos de animales antes de la putrefacción es importante para la higiene del lugar. A su vez, la eliminación de las carcasas también ayuda a estabilizar las redes tróficas, acelera el reciclaje de nutrientes y elimina las posibles fuentes de transmisión de enfermedades infecciosas (Whelan et al. 2008, Cortés-Avizanda et al. 2016, Sebastián-González et al. 2019). Algunos de los efectos negativos de la acumulación de cadáveres en descomposición son el aumento de bacterias patógenas y la cantidad de perros y roedores, que pueden actuar como reservorio y vectores de enfermedades (Whelan et al. 2008). El chimango (Biondi et al. 2005), el carancho (Vargas et al. 2007, Montalvo et al. 2011), el zorro gris pampeano (García y Kittlein 2005, Farias y Kittlein 2008, Castillo et al. 2011, Canel et al. 2016) y el zorrino común (Castillo et al. 2014) son algunas de las especies encontradas en la búsqueda bibliográfica que actúan como carroñeros facultativos. Los ítems de carroña consumidos variaron desde ganado domésticos como vacas (*Bos taurus*), ovejas (*Ovis aries*), caballos (*Equus caballus*) y cerdos (*Sus scrofa*) hasta peces y aves. Biondi et al. (2005) explicaron que la presencia de peces en la dieta del chimango proviene de los descartes de la pesca deportiva. El rol de los carroñeros como proveedores de SE se estudió en distintos lugares del mundo y se descubrió que los impactos humanos son el factor dominante que da forma a las comunidades carroñeras, incluso más importante que variables climáticas (Sebastián-González et al. 2019). Por lo tanto, considerando que la región Pampeana presenta uno de los avances más rápidos de la frontera agrícola (Baeza y Paruelo 2020), futuros estudios deberían focalizarse en el efecto antrópico sobre estas especies.

Algunas funciones ecológicas no se encontraron en nuestra búsqueda bibliográfica, como la dispersión de semillas, a pesar de ser reconocida como una de los principales SE mediados por las aves (Whelan et al. 2008). La dispersión de semillas por parte de los mamíferos tampoco fue mencionada en nuestra revisión. Sin embargo, en un estudio en la provincia de La Pampa se reconoció el importante rol que cumple el puma (*Puma concolor*), un mamífero con una amplia distribución en Argentina, en la dispersión de semillas (Sarasola et al. 2016). Este estudio resalta la importancia de las funciones

ecosistémicas de los depredadores tope, además de ser clave en la regulación de las redes tróficas y el funcionamiento del ecosistema a través de la competencia y depredación. Por otro lado, hay estudios en la región que indican que especies de roedores podrían ser parte de la resistencia biótica del ecosistema a la invasión de especies leñosas, variando según las condiciones locales del área, disponibilidad de alimento, estación y densidad de roedores (Busch et al. 2012, Muschetto et al. 2015). Sin embargo, en la búsqueda bibliográfica estos estudios no fueron encontrados. Por último, los mamíferos y las aves pueden actuar como ingenieros del ecosistema, proporcionando refugio a otras especies (Machicote et al. 2004, Davidson et al. 2012), pero no se encontraron estudios con tales ejemplos.

### Servicios ecosistémicos de Provisión

Los SE de Provisión se encontraron en solo tres trabajos. Uno de estos estudios, hacía referencia a la provisión de cueros y pieles proveniente de la caza legal del zorro gris pampeano y la liebre europea (*Lepus europaeus*) (Giarratano y Kristensen 2012). Es importante mencionar, que no se consideró esta actividad como un SE cultural, como también es considerada por CICES, ya que el cuero de estos animales tiene un valor económico. La caza comercial del zorro gris pampeano en Argentina está regulada en cada provincia aplicando la ley provincial o adhiriéndose a la Ley Nacional de Protección y Conservación de la Fauna (N° 22421). Por otro lado, la liebre europea es una especie exótica y el animal de caza más importante de Argentina (Fujita y Calvo 1981). Giarratano y Kristensen (2012) destacaron la forma insostenible de desarrollar las prácticas de caza en parte de la región Pampeana. Dentro de esta actividad, los controles de caza son necesarios para garantizar la conservación de las especies y cuantificar la sostenibilidad a lo largo de todo el circuito comercial (Loveridge et al. 2006). Los otros dos estudios correspondieron a la provisión de material genético: el primero hacía foco en el flujo genético entre subpoblaciones del venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus*) (González et al. 1998) y el segundo en la viabilidad de las poblaciones silvestres y en cautiverio del ñandú común (Alonso Roldán et al. 2011).

### Servicios ecosistémicos Culturales

Se encontraron 11 estudios relacionados con SE Culturales asociados a aves y mamíferos. Estos artículos incluyeron al lobito de río (*Lontra longicaudis*) (Guichón y Cassini 2007), el venado de las pampas (González et al. 1998), la loica pampeana (*Sturnella defilippii*) (Tubaro y Gabelli 1999, Zalba et al. 2009), el ñandú común (Bellis et al. 2004, Giordano et al. 2008, 2010, Alonso Roldán et al. 2011), diversas especies de aves playeras migratorias (Blanco et al. 2004) y aves acuáticas (Josens et al. 2009, 2012). Todos estos trabajos estaban relacionados con la conservación de la vida silvestre y el legado a futuro (Tabla 1).

El interés por la observación de grandes concentraciones de fauna silvestre se observa en todo el mundo (Green y Elmberg 2014). Existen especies que atraen la atención de muchas personas, que

podrían usarse como especies paraguas o “*flagship species*” para la conservación de un ambiente particular y de otras especies (Bowen-Jones y Entwistle 2002). El interés por la conservación de estas especies por parte de la población puede generar presión para que los gobernantes tomen las acciones necesarias para protegerlas. El Parque Nacional Campos del Tuyú, ubicado en la Bahía de Samborombón en la provincia de Buenos Aires, fue creado en el 2009 para conservar al venado de las pampas ([www.parquesnacionales.gob.ar](http://www.parquesnacionales.gob.ar)). Este cérvido es el único en la región que habita exclusivamente en ecosistemas de pastizal y es una especie carismática, actuando como una especie paraguas ayudando a proteger el hábitat y al resto de las especies que allí habitan. En este sentido, Blanco et al. (2004) destacaron la importancia de este parque nacional como área no reproductiva para la población de aves playeras migratorias.

Puntualmente, la observación de aves es otra actividad recreativa basada en la vida silvestre que se realiza en la región Pampeana. Un área importante para la observación de aves es la "Reserva Natural de la Biosfera Mar Chiquita", ubicada en la provincia de Buenos Aires, que fue declarada reserva del Hombre y la Biosfera (MAB) por el Programa de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) en 1996. El interés humano por esta actividad es muy conocido a nivel mundial (Green y Elmberg 2014), y en el área de estudio se encuentran diversos Clubes de Observadores de Aves (conocidos como COAs) asociados con diferentes ONG (por ejemplo, Aves Argentinas). Estos grupos organizan sesiones regulares de observación de aves, donde registran sus avistamientos en plataformas de ciencia ciudadana, como eBIRD (<https://ebird.org/argentina/home>).

Otro SE Cultural es la oportunidad de recreación y turismo (Millennium Ecosystem Assessment 2005), sin embargo, no se encontraron estudios que mencionen esta temática. Esto podría deberse a que el turismo rural y el ecoturismo es una actividad incipiente en la región Pampeana. Auer et al. (2018) mostraron que la presencia de animales silvestres, especialmente las aves, es uno de los atributos del paisaje rural que sustenta los servicios de recreación y turismo en el sudeste de la región. Las áreas naturales, como sierras y lagunas, son valoradas por la población local por sus vistas y la vegetación natural, asociada a una mayor biodiversidad (Auer et al. 2018). En esta región, la recreación y el turismo en zonas rurales podrían ser importantes impulsores económicos, que a su vez favorezcan la conservación de la biodiversidad (Buijs et al. 2006, Plieninger et al. 2013, Auer et al. 2018).

La caza deportiva es una de las actividades recreativas más antiguas que hace uso de la fauna silvestre. En otros países, algunos estudios han sugerido que la caza deportiva legal y regulada, haciendo hincapié en la regulación, puede beneficiar el desarrollo y la economía de las comunidades locales, promoviendo así la protección de los recursos de fauna silvestre, así como la sostenibilidad ecológica y económica (Organ et al. 2010, Bowyer et al. 2019). Sin embargo, para lograr esto es importante incluir la perspectiva de los cazadores locales y situar estas discusiones en un contexto histórico (Boulé y Mason 2019). A pesar de que no se encontró en esta revisión, en la región Pampeana muchas especies se encuentran bajo presión de caza, como especies de patos (*Anas georgica* y *Anas flavirostris*), perdices

(*Nothura maculosa* y *Nothoprocta cinerascens*) y palomas (*Zenaida auriculata* y *Patagioenas maculosa*).

### Conflictos de aves y mamíferos de la región Pampeana

Del total de 23 estudios que reportaron conflictos en la región Pampeana (Apéndice A), la gran mayoría hizo referencias a especies de aves (70%) y el resto a mamíferos, principalmente en campos agrícolas (Fig. 2.2). Dentro de las aves, la cotorra común fue la especie más mencionada (56%), la cual es considerada una de las principales especies plagas causantes de daños a cultivos (Bruggers et al. 1998, Canavelli et al. 2012, 2013, 2014, Dardanelli et al. 2016, Calamari et al. 2018). También otras especies consideradas plagas surgieron como la torcaza y la paloma picazuro (*Patagioenas picazuro*) (Bruggers et al. 1998, Dardanelli et al. 2016, Calamari et al. 2018). Asimismo, especies de patos (*Dendrocygna* sp., *Netta* sp.) y de cauquenes fueron consideradas una amenaza para la agricultura por alimentarse y dañar cultivos (Bruggers et al. 1998). En el caso particular de los cauquenes (cauquén común, cauquén cabeza gris y cauquén colorado) el conflicto con las actividades agropecuarias fue mencionado en diversos estudios (Bulgarella et al. 2014, Pedrana et al. 2014, Gorosábel et al. 2019a). Desde 1931, estas especies fueron consideradas plagas agrícolas a pesar de que los daños en cultivos de trigo fueron evaluados empíricamente sin encontrar evidencias de causar reducciones en el rendimiento (ver Capítulo 5). El ñandú común es otra especie históricamente asociada con daños a cultivos, y como consecuencia, ha sido cazada y perseguida a lo largo del tiempo (Martella y Navarro 2006, Pedrana et al. 2015a).

En esta revisión, se reportaron otros conflictos con las cotorras y las palomas como daños a plantas ornamentales, árboles y arbustos nativos, interferencia con postes de servicios públicos y otras estructuras artificiales, ruidos molestos, introducción de enfermedades y parásitos, y accidentes aéreos (Marateo et al. 2015, Romero et al. 2016). A su vez, los basurales a cielo abierto y rellenos sanitarios son una fuente de alimento para algunas aves acuáticas, aumentando sus poblaciones y los riesgos de transmisión de enfermedades (Bruggers et al. 1998, Marateo et al. 2013).

El zorro gris pampeano y el puma fueron identificadas como especies de mamíferos en conflicto con las actividades humanas de la región. Estas especies han sido históricamente perseguidas y cazadas por el hombre por depredar animales domésticos y ganado (Lucherini et al. 2004, 2018). Sin embargo, el daño puede ser sobrestimado por los productores (Lucherini et al. 2018). En la región del Espinal, provincia de La Pampa, se registró una relación negativa entre la presencia de ganado bovino y la ocupación del puma a escala regional, por lo que los autores sugieren examinar cuidadosamente las denuncias realizadas por la depredación del puma, investigando el nivel de daño que efectivamente producen a la actividad ganadera (Zanón Martínez 2014). Por otro lado, estudios de dieta de la especie indican que es un depredador generalista y oportunista, con lo cual la depredación del ganado puede verse intensificada por la disminución de presas nativas, como resultado de las actividades humanas, ya sea por la caza o la destrucción del hábitat (Zanón Martínez 2014). Es por ello que tanto estudios de la

ecología de las especies como de la percepción del daño deben ser considerados para lograr estrategias efectivas de mitigación de los conflictos entre la fauna silvestre y las actividades humanas.

Los roedores fueron mencionados en la búsqueda bibliográfica debido a que dañan cultivos, alimento almacenado, infraestructura y por transmitir enfermedades zoonóticas (Lovera et al., 2015). Por otro lado, el grupo *Xenarthra* también apareció involucrado en conflictos con los productores agropecuarios ya que causan daños a los silos y bolsas, consumen cultivos y sus madrigueras interfieren con las prácticas agrícolas (Abba et al., 2015; Carlini et al., 2016).

En este sentido, es necesario abordar nuevos estudios sobre el daño producido por la fauna silvestre y su asociación con actividades humanas para identificar estrategias de manejo de las poblaciones consideradas “conflictivas”. Especialmente en aquellos casos que la especie involucrada en el conflicto esté en peligro de extinción, como es el caso del cauquén colorado, o tienen importantes funciones ecosistémicas, como los predadores topos.

## CONCLUSIÓN

En base a lo obtenido en este capítulo, y en concordancia con estudios previos (Díaz et al. 2005, Balvanera et al. 2006, Whelan et al. 2008, Green y Elmberg 2014), las aves y los mamíferos podrían estar cumpliendo importantes roles en una gran variedad de SE en la región Pampeana. Estos resultados resaltan la importancia de futuros estudios sobre estas relaciones, la evaluación empírica de los beneficios que las personas pueden obtener, particularmente de los SE asociados con las funciones ecológicas más mencionadas en esta revisión. La mayoría de los SE encontrados estaban relacionados con procesos de regulación de los ecosistemas, como el control biológico de especies perjudiciales para los seres humanos. Es importante destacar que se encontró un bajo número de artículos que abordaban SE de Provisión y Culturales. En particular, los SE Culturales son difíciles de cuantificar en comparación con otros SE (Burkhard y Maes 2017) y su percepción está sujeta al contexto cultural, a la edad, a la situación económica y a la educación de las personas (Buijs et al. 2006). Sin embargo, se pudo identificar la importancia de las áreas naturales o reservas en el suministro de este tipo de servicio.

Muchas de las especies con importantes roles en la provisión de SE, se encuentran inmersos en algún tipo de conflicto con las actividades humanas en la región en estudio. Por lo tanto, futuros estudios sobre las especies en conflicto deberían evaluar el daño *per se* que estas podrían estar ocasionando pero también la opinión y la percepción que tienen las personas que declararan el conflicto con ellas. Esto representaría una perspectiva más completa de cuán significativo es un conflicto para las personas (Dickman 2010) y podría ser una forma de incorporar la percepción de las personas sobre las especies silvestres (positiva y negativa) en planes de manejo, favoreciendo su conservación.

## CAPÍTULO 3

### Servicios ecosistémicos vinculados a gremios de aves rapaces

#### INTRODUCCIÓN

La simplificación y fragmentación del ambiente provocada por las actividades agropecuarias afecta directamente muchos procesos del ecosistema (Foley et al. 2005, Zhang et al. 2019), pudiendo a su vez desencadenar efectos negativos sobre las personas (Shapiro y Báldi 2014). Estas alteraciones ambientales aumentan la sensibilidad de los sistemas productivos a especies consideradas perjudiciales (comúnmente llamadas plagas), ya que se crean condiciones ideales para brotes de insectos o roedores que pueden afectar la producción agropecuaria (Tscharntke et al. 2007, Singleton et al. 2010, Jareño et al. 2015). La intensificación de la agricultura dada por una combinación de factores, como el menor tiempo necesario para las actividades bajo el sistema de siembra directa, la utilización de variedades de cultivos de ciclo corto, la disminución o eliminación del tiempo de “descanso” de los lotes, y el uso de agroquímicos y fertilizantes externos, favoreció el doble cultivo (Paruelo et al. 2005, Baldi y Paruelo 2008, Aizen et al. 2009). Esto genera condiciones favorables para estas especies, ya que tienen alimento a lo largo de todo el año (Singleton et al. 2010, Jareño et al. 2015). A su vez, la reducción de la heterogeneidad del paisaje permite la existencia de menos depredadores, los cuales son necesarios para el control natural de especies plagas (Delattre et al. 1999, Tscharntke et al. 2007, Jareño et al. 2015).

Generalmente el control de especies plagas se realiza utilizando insecticidas o rodenticidas, causando impactos negativos a nivel ambiental, social y económico (Arias-Estévez et al. 2008, Rattner et al. 2014, Lauret et al. 2020). Los químicos utilizados pueden quedar retenidos en el suelo o llegar a las napas freáticas, afectando a otros organismos no-blanco (Arias-Estévez et al. 2008). Esto no solo representa serios riesgos ambientales, sino que también acarrea consecuencias negativas para la salud humana a la exposición de elementos tóxicos y cancerígenos (Younes y Galal-Gorchev 2000, Arias-Estévez et al. 2008). En base a estos impactos negativos, es esencial adoptar alternativas que complementen las formas de producción actuales, integrando áreas productivas con ambientes naturales (Tittonell 2014). Una posibilidad es considerar a la biodiversidad y las funciones de los ecosistemas naturales y los servicios ecosistémicos (SE) que proveen a las personas (Benton et al. 2003, Tscharntke et al. 2007, Tittonell 2014, Lindell et al. 2018).

Las aves rapaces llevan a cabo una amplia variedad de funciones ecológicas, que se asocian principalmente con los SE de Regulación y Mantenimiento, como el control de plagas (Muñoz-Pedrerros et al. 2010, Carevic 2011, Donázar et al. 2016) y eliminación de animales muertos (Sebastián-González et al. 2019). Como depredadores tope, consumen una gran cantidad de especies que son vectores de diferentes enfermedades o causan daños a cultivos (Muñoz-Pedrerros et al. 2010, Carevic 2011, Donázar et al. 2016). Los carroñeros ayudan a la higiene del ecosistema, eliminando restos de animales antes de su putrefacción y ayudan a estabilizar las redes tróficas, acelerando el reciclaje de nutrientes y

eliminando las posibles fuentes de transmisión de enfermedades infecciosas o la proliferación de ratas y/o perros (Whelan et al. 2008, Cortés-Avizanda et al. 2016, Sebastián-González et al. 2019). Sin embargo, alrededor del mundo, las especies de rapaces mostraron diferentes respuestas a las modificaciones ambientales (Pedrana et al. 2008, Butet et al. 2010, Cardador et al. 2011, Baladrón et al. 2017, Manton et al. 2019).

Los cambios ambientales antes mencionados son relevantes para las poblaciones de especies silvestres y pueden ser evaluados con tecnología de teledetección de alta resolución (Jetz et al. 2019, Carter et al. 2020). La combinación de estos productos con información de las poblaciones de fauna, nos permite estudiar y entender los requerimientos de hábitat de las especies (Carter et al. 2020). Particularmente, el análisis ecológico de nicho (ENFA por sus siglas en inglés *Ecological Niche Factor Analysis*) combina Sistemas de Información Geográficos (SIG) con herramientas estadísticas, y tiene una interpretación directa del nicho ecológico de una especie dada (Hirzel et al. 2002). El nicho ecológico se define como el espacio multidimensional de variables ecológicas en donde una especie puede mantener una población viable (Hutchinson 1957). Es decir, la posición que una especie ocupa en un ecosistema, describiendo el rango de condiciones necesarias para que persista en él (Polechova y Storch 2008). Los modelos finales se utilizan para construir mapas potenciales de la aptitud del hábitat (HSM por sus siglas en inglés *Habitat Suitability Maps*) (Rosas et al. 2018). Una de las ventajas de los HSM es que permiten la comparación entre especies que habitan la misma región geográfica (Hirzel y Le Lay 2008, Pedrana et al. 2018a). Al superponer estos HSM se pueden construir mapas de *hotspots* de la ocurrencia de especies silvestres en un área determinada (Martínez Pastur et al. 2016, Rosas et al. 2018, 2019). Estos mapas de *hotspots* de biodiversidad resaltan las áreas con mayor aptitud de hábitat, en términos de los requerimientos ecológicos, donde coexisten varias especies (Schröter y Remme 2016, Burkhard y Maes 2017, Rosas et al. 2018).

Teniendo en cuenta que una especie, y su rol ecológico, no está distribuido homogéneamente en el espacio (Maas et al. 2016), se puede considerar que áreas con mayor diversidad de especies corresponden a una comunidad más diversa de predadores naturales (Maes et al. 2017). A su vez, estas especies podrían estar cumpliendo una mayor cantidad de roles ecológicos, ejerciendo un mayor control sobre diferentes especies plagas, por lo que la disponibilidad de áreas de mayor calidad de hábitat pueden ser interpretadas como zonas de mayor potencial para la provisión de SE (Maes et al. 2017). De la misma manera, los *hotspots* pueden considerarse como zonas geográficas con mayor provisión de estos potenciales SE asociadas a las especies en estudio (Schröter y Remme 2016, Burkhard y Maes 2017, Rosas et al. 2018).

Desarrollar prácticas productivas sustentables es de vital importancia, particularmente en áreas que se encuentran bajo intensas modificaciones ambientales, como es el caso de la región Pampeana (Baeza y Paruelo 2020). Frente a los cambios ambientales mencionados en el capítulo 2, las especies de rapaces y sus funciones ecológicas pueden estar siendo afectadas en diferentes formas. Para lograr el objetivo de conservar las especies de aves rapaces y como consecuencia directa los SE mediados por las mismas,



es fundamental el conocimiento de sus rangos de distribución y cuáles son sus requerimientos de hábitat (Guisan et al. 2013). A su vez, esto podría ayudar a identificar áreas de mayor importancia para la conservación de la biodiversidad y puntos críticos de provisión de SE, útiles para el ordenamiento territorial (Barral y Maceira 2012).

## **OBJETIVO, HIPÓTESIS y PREDICCIONES**

Por lo mencionado anteriormente, el objetivo de este capítulo fue evaluar los potenciales SE de Regulación y Mantenimiento mediados por múltiples gremios tróficos de aves rapaces en los agroecosistemas de dos áreas geográficas del sudeste bonaerense, correspondientes a la Pampa Austral y la Pampa Deprimida. Para lograr este objetivo, se plantearon dos objetivos específicos:

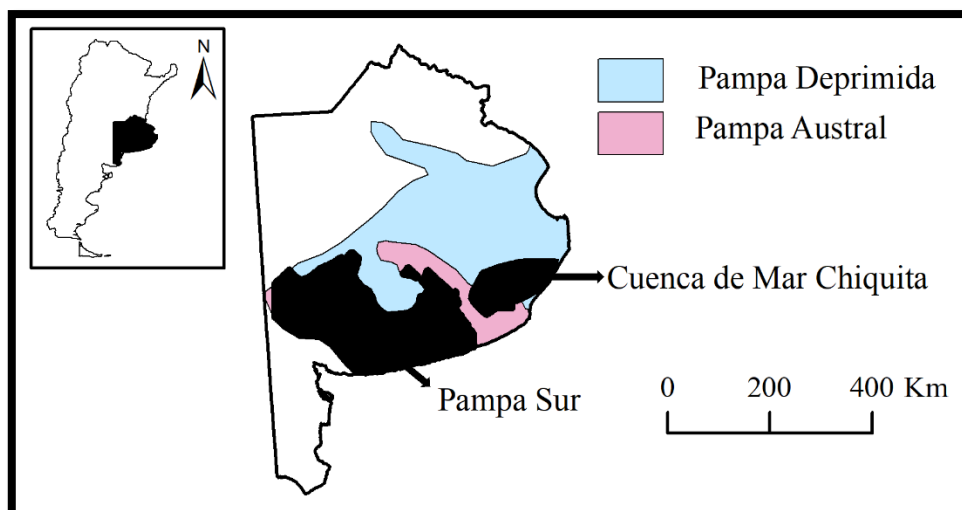
- 1) Elaborar mapas de potenciales SE vinculados a los gremios tróficos de aves rapaces utilizando modelos de aptitud de hábitat (HSM).
- 2) Generar un mapa de *hotspots* en base a los HSM para cada tipo de SE en las dos áreas de estudio.

La hipótesis planteada de este capítulo es que los SE asociados a las aves rapaces aumentan a lo largo de gradientes ambientales dependiendo del tipo de uso de la tierra, prediciendo una mayor cantidad de SE en áreas con paisajes heterogéneos.

## **METODOLOGÍA**

### Áreas estudio

En este capítulo se consideraron dos áreas de estudio en el sudeste de la región Pampeana, ubicadas en las sub-regiones de la Pampa Deprimida y la Pampa Austral: la cuenca de Mar Chiquita (MC) y lo que denominamos Pampa Sur (PS) para diferenciarla de la sub-región ya que no la incluye en su totalidad (Fig. 3.1). La ecorregión de la Pampa Deprimida es una de áreas que presenta las menores transformaciones ambientales debido al cambio en el uso de la tierra de toda la región Pampeana, con valores de intensificación agrícola de alrededor del 12% (Baeza y Paruelo 2020). Por otro lado, Baeza y Paruelo (2020) resaltaron que en la Pampa Austral se produjo el foco de intensificación agrícola entre 2001 y 2007, en donde una gran parte de esta región sufrió una transformación de recursos forrajeros perennes a cultivos. En base a esto, se estudió el ensamble de aves rapaces en regiones con características de paisaje e historias de usos de la tierra diferentes.

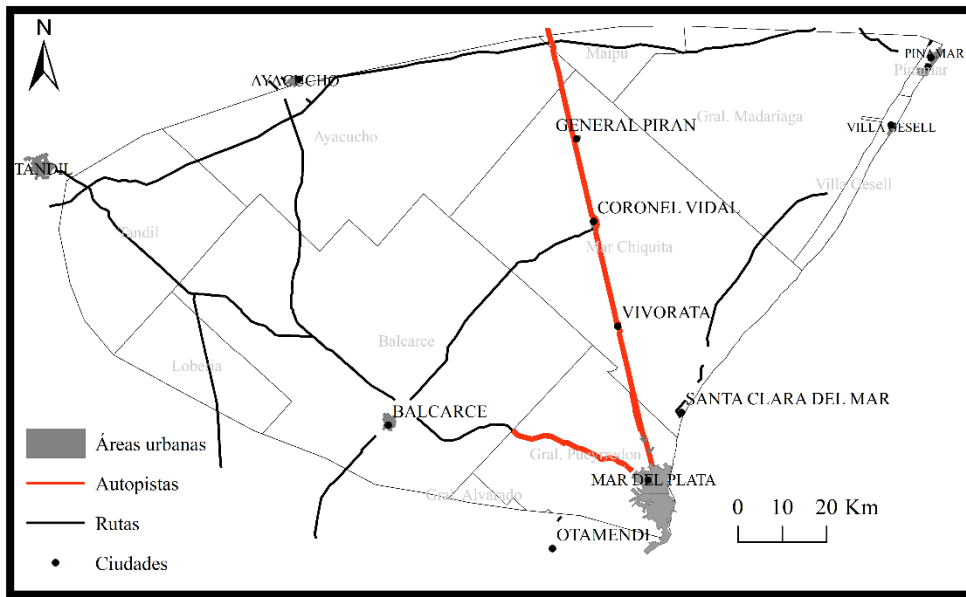


**Figura 3.1:** A) Mapa de la provincia de Buenos Aires, la ubicación de la Pampa Deprimida y la Pampa Austral, y las áreas de estudios.

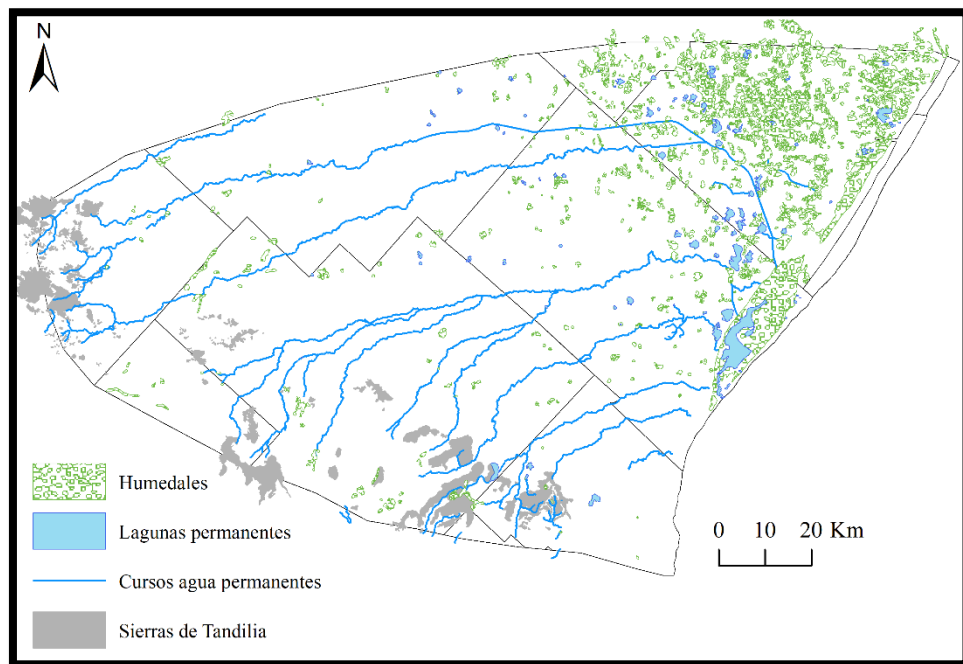
### Cuenca de Mar Chiquita

La cuenca de Mar Chiquita ( $37.36^{\circ}$ - $28.60^{\circ}$ S;  $57.22^{\circ}$ - $30.01^{\circ}$ O) tiene un área de 14822 km<sup>2</sup> e incluye 11 partidos de la provincia de Buenos Aires, pero solo dos están incluidos en su totalidad (Mar Chiquita y Pinamar) (Fig. 3.2). Los principales centros urbanos de la cuenca son la ciudad de Mar del Plata y Balcarce (INDEC, 2001), siendo que la mayor concentración de habitantes se encuentra en solo seis ciudades (Fig. 3.2).

El clima en la región tiene una temperatura media anual de 11-25° C y las precipitaciones promedio se encuentran entre 680-952 mm (Zelaya 2011). Esta cuenca está sujeta a periodos de inundaciones durante el invierno y la primavera, y períodos secos en verano relacionadas con la topografía del terreno (León et al. 1984). La mayor parte de la cuenca pertenece a la Pampa Deprimida y una porción minoritaria a la Pampa Austral (Soriano et al. 1991, Matteucci 2012). La zona correspondiente a la Pampa Deprimida presenta suelos con bajo drenaje y ausencia de pendientes, dando lugar a lagunas y humedales (Fig. 3.3 y Fig. 3.4). El sector correspondiente a la Pampa Austral se caracteriza por la presencia de las sierras del Sistema de Tandilia (Fig. 3.3 y Fig. 3.4), con alturas máximas de 445 m.s.n.m. y lomas alrededor de las mismas con una altura variable, entre 50 y 250 m.s.n.m. Históricamente, los factores hídricos y topográficos condicionaron las actividades agropecuarias, restringiendo la agricultura a las zonas más altas (incluyendo el cinturón hortícola de Mar del Plata) mientras que en las zonas más bajas de la Pampa Deprimida prevalecía la actividad ganadera. Sin embargo, en las últimas décadas con el desarrollo de nuevas tecnologías, se registró un avance de la frontera agrícola sobre la ganadera de la Pampa Deprimida y sobre los relictos de áreas naturales en toda la cuenca (Aizen et al. 2009, Herrera et al. 2009).



**Figura 3.2:** Mapas de los partidos (nombre en gris), principales ciudades, rutas y autopistas de la cuenca de Mar Chiquita.



**Figura 3.3:** Mapa de sierras, humedales, lagunas y cursos de agua permanentes de la cuenca de Mar Chiquita. La cuenca presenta la división de los partidos.

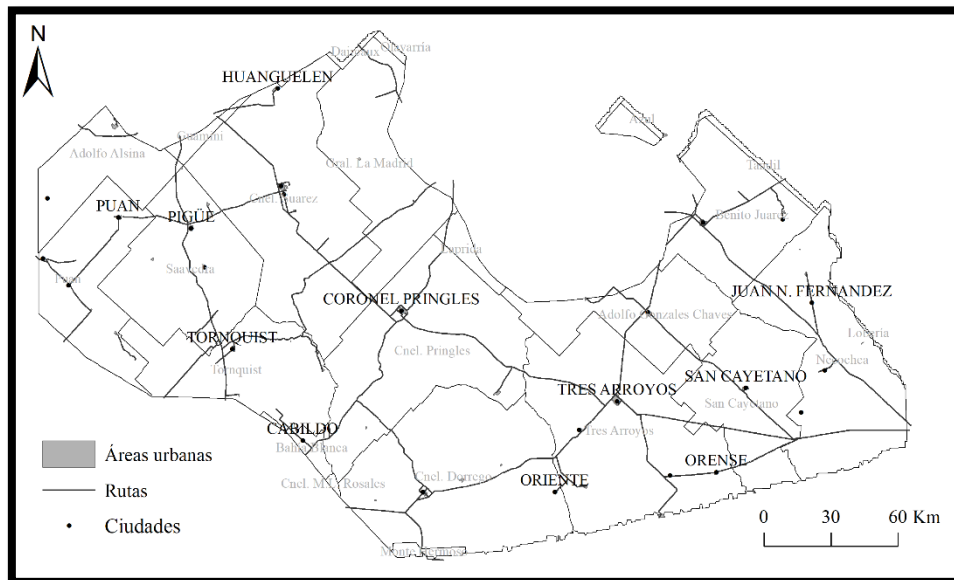


**Figura 3.4:** Distintos ambientes encontrados en la cuenca de Mar Chiquita: a) camino interno de un campo entre lotes de soja; b) Campo dedicados a la ganadería donde se observa el borde de camino con presencia de vegetación natural; c) Sierra del Sistema de Tandilia y un lote agrícola en la base la misma; d) Camino vecinal entre lotes agrícolas donde se observa un cultivo de trigo en pie frente a otro con rastrojo; e) Laguna somera; f) Arroyo atravesando un campo ganadero.

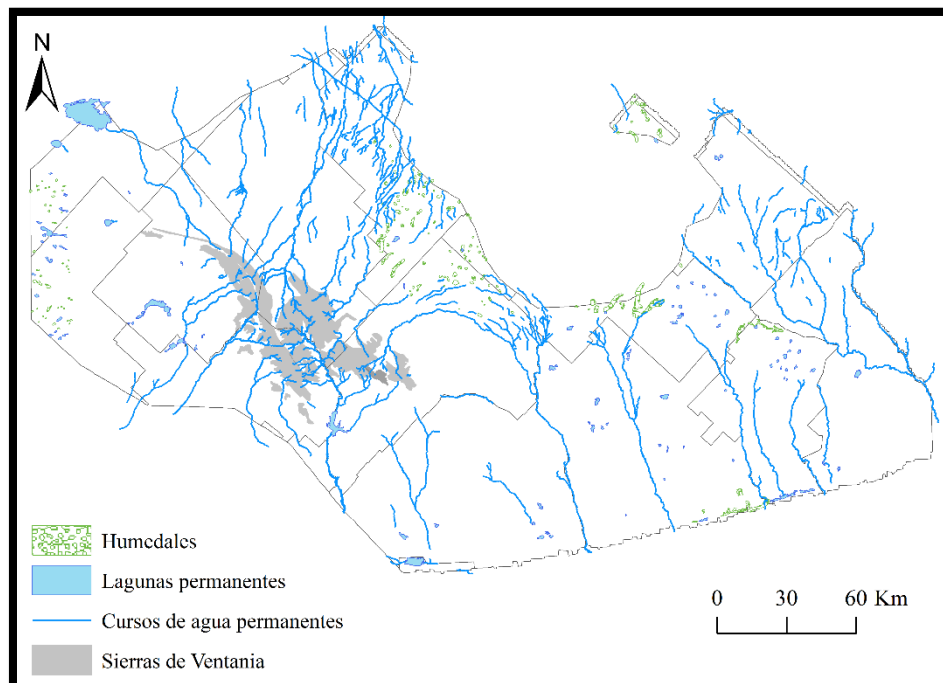
### Pampa Sur

La segunda área de estudio comprende 51033 km<sup>2</sup> de la Pampa Austral (Fig. 3.1) (39°-36.71° S y 63.41°-60.84°O) e incluye 23 partidos de la provincia de Buenos Aires (Fig. 3.5). Las principales ciudades del área son Tres Arroyos, Coronel Suárez y Coronel Pringles (INDEC, 2001) (Fig. 3.5). Esta área corresponde a la zona más fría de la región Pampeana, con temperaturas medias anuales de 10-20 °C y precipitaciones de entre 400-1600 mm (Soriano et al. 1991). Esta zona se caracteriza por ondulaciones bajas a moderadas e incluye el sistema de Sierras de Ventania con una altura máxima de 1247 m.s.n.m. (Soriano et al. 1991). A su vez, se encuentran lagunas y bañados dentro de un paisaje

mayoritariamente agrícola y con pasturas implantadas (Fig. 3.6). La actividad principal de esta zona es la agricultura (Paruelo et al. 2001), con predominio del cultivo de trigo, de avena y de cebada como cultivos de invierno, y de soja, girasol, maíz y sorgo como cultivos de verano.



**Figura 3.5:** Mapa de los partidos (nombre en gris), principales ciudades y rutas de la Pampa Sur.



**Figura 3.6:** Mapa de sierras, humedales, lagunas y cursos de agua permanentes de la Pampa Sur. Se observa la división de los partidos del área de estudio.



**Figura 3.7:** Distintos ambientes encontrados en la Pampa Sur: a) Lote sembrado con trigo; b) Lote dedicado a la ganadería, c) Arroyo atravesando un campo agrícola; d) Lagunas somera en un lote agrícola con rastrojo; e) Campo de pastoreo con un bajo inundable; f) Sierra del Sistema de Ventania.

### Especies en estudio

Se clasificaron las especies de aves rapaces en gremios tróficos en base a sus funciones ecológicas y los principales ítems-presa. Para ello, se utilizó como base la búsqueda bibliográfica realizada en el capítulo 2, y se complementó con otros estudios de rapaces de la región Pampeana o en ambientes similares, como en toda la extensión de los pastizales del Río de la Plata (Soriano et al. 1991). Las especies fueron clasificadas en cinco gremios: consumidores de mamíferos, consumidores de insectos, consumidores de aves, consumidores de moluscos y carroñeros. Luego, se asoció cada gremio a un potencial SE de Regulación y Mantenimiento (Whelan et al. 2008, Donázar et al. 2016, Sebastián-González et al. 2019, Gorosábel et al. 2020a), en función de los efectos negativos que las presas tienen sobre la salud humana y/o las actividades agropecuarias (siguiendo con lo planteado en el capítulo 2).



### Recolección de datos

Previo al trabajo de campo se realizó una estratificación de cada área de estudio en base a las dos ambientes principales (cultivos y campos ganaderos) (Pedrana et al. 2014, Barral 2015). En base a esta estratificación, se establecieron las transectas a muestrear, utilizando una capa vectorial de caminos en donde se seleccionaron al azar distintos tramos de los caminos vecinales. En caso de que el segmento seleccionado estuviera cerrado, se llevó a cabo otra transecta lo más cerca posible de la original y manteniendo el mismo tipo ambiente (Buckland et al. 2008). En MC se utilizaron datos de censos de 46 transectas cubriendo 514 km en septiembre-octubre por dos años consecutivos (2016 y 2017), y en PS, 49 transectas cubriendo 2230 km en julio (2012) (Fig. 3.8). Las transectas tuvieron diferentes largos y para lograr una independencia entre ellas, fueron ubicadas por lo menos a 2 km de distancia.

Los censos fueron realizados por caminos vecinales desde un vehículo donde se registraba la presencia de todas las especies de aves rapaces que se encontraban posadas o volando por el área. Esta metodología fue utilizada previamente para detectar especies de este grupo de aves (Travaini et al. 1995, Sánchez-Zapata et al. 2003, Filloy y Bellocq 2007, Carrete et al. 2009) y fue seleccionada debido a que las áreas de estudio presentan un ambiente abierto, lo cual permite observar a grandes distancias. A su vez, permitió cubrir un área mayor en un menor período de tiempo, en comparación con otras metodologías similares (Travaini et al. 2007). Los censos se llevaron a cabo por dos observadores desde el vehículo a una velocidad máxima de 40 km/h desde las 8 am hasta el atardecer. En el caso de MC, debido a la presencia de aves rapaces, se incluyó un relevamiento nocturno siguiendo la misma metodología en las mismas transectas, desde el atardecer hasta la 1 am (ver Capítulo 4), lo cual nos permitió estudiar las rapaces de hábitos crepusculares. En todos los casos, si se presentaban malas condiciones meteorológicas, como lluvia, fuertes vientos o niebla, el muestreo era cancelado. A su vez, las observaciones donde no se podía identificar la especie con certeza, eran descartadas. Por último, se recolectó información de los distintos tipos de ambiente (cultivo, rastrojo, campo ganadero, humedal, etc.) presentes en cada área de estudio llamados “puntos de control”. En cada caso, se tomó la distancia al centro del lote para luego poder posicionar dicho ambiente en la imagen satelital (Ver sección siguiente). Las observaciones y la información de las transectas fueron registradas en una PDA (por sus siglas en inglés *Personal Digital Assistant*, o también conocida como *handheld PC*) integrada con GPS (Mio Digi-walker P550) utilizando el software gratuito *Cybertracker* (<http://www.cybertracker.co.za/>). Debido a la distribución de las transectas en MC, para realizar las predicciones espaciales, se omitieron del área de estudio original las zonas urbanas y peri-urbanas de la ciudad de Mar del Plata, el mar y regiones fuera del espacio ambiental del modelo, obteniendo un área de 12428 km<sup>2</sup>.

### Análisis de imágenes satelitales

Para cada área de estudio se construyó un mapa de cobertura de uso de la tierra utilizando imágenes satelitales y los puntos control tomados en el campo. Estos procedimientos fueron realizados en el programa IDRISI Selva (Eastman, 2012).

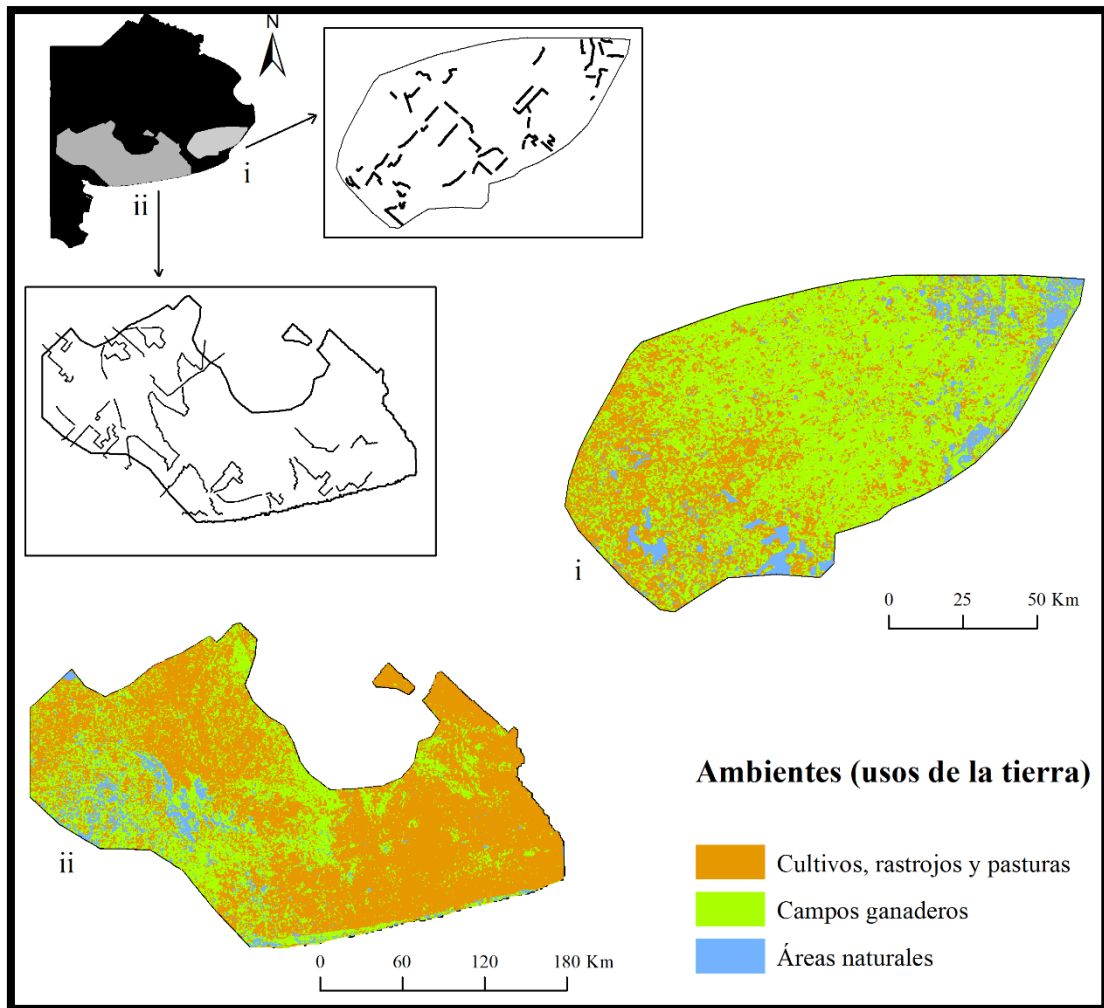
En MC se trabajó con una imagen satelital LANDSAT-8 (OLI, *Operational Land Imager*). Este satélite contiene sensores remotos multiespectrales que brindan imágenes en siete bandas espectrales (azul, verde, roja, infrarroja cercana, dos infrarrojas intermedias y una infrarroja termal) con una resolución temporal cada 16 días y una resolución espacial de 30 x 30 m. Se utilizó la sección 224-86 (columna-fila) de la imagen del 1 de diciembre de 2016 (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) y para lograr una mejor identificación del paisaje agrícola se combinó las bandas sugeridas para dichos ambientes (6-5-4). Se seleccionó la imagen de diciembre, debido a que las imágenes de los meses anteriores (septiembre, octubre y noviembre) presentaban nubes en gran parte del área de estudio. Sin embargo, los ambientes entre septiembre y diciembre son similares, ya que en ambos meses los cultivos de invierno siguen en pie. Se solaparon los “puntos de control” sobre la imagen satelital seleccionada y se digitalizaron polígonos de entrenamiento para cada una de las categorías de usos de la tierra relevadas a campo (Rial y González 1999). Se realizó una clasificación supervisada (Campbell 2002) utilizando el algoritmo de máxima verosimilitud (Richards 1986). Este método evalúa y asigna cada píxel presente en el área de estudio a una categoría determinada en base a la teoría de probabilidad Bayesiana (Eastman, 2012). En este caso, cada píxel fue asignado a uno de los siguientes ambientes en base a las diferencias en las firmas espectrales de cada categoría: cultivo, rastrojo, campo ganadero, humedal, forestación, dunas y agua (agua libre dulce y el mar). El 75 % de los puntos de control fueron utilizados para la construcción de los polígonos de entrenamiento y el 25 % restante para la validación de la clasificación supervisada, la cual fue evaluada mediante el índice Kappa (Rosenfield y Fitzpatrick-Lins 1986). El número de píxeles de referencia usados para la evaluación de la precisión varió en función de la cantidad de cada clase de ambientes representada en el subconjunto de la imagen (ej. mayor cobertura = más píxeles). A partir de este análisis, se construyó una matriz de confusión (Apéndice D), la cual fue utilizada para mejorar el mapa y se obtuvo un valor general del estadístico Kappa de 0.74.

En PS se utilizó el mapa de cobertura de uso de la tierra construido por Pedrana et al. (2014), a partir de los puntos de control e imágenes satelitales MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) a bordo del satélite *Terra and Aqua* de la NASA. (<http://modis-land.gsfc.nasa.gov/vi.html>). Este es un sensor remoto hiperespectral, que cubre un rango de longitudes de onda similar a los multiespectrales, pero en bandas mucho más delgadas, aumentando así el número de bandas. En este caso, no se pudo utilizar imágenes satelitales obtenidas del satélite LANDSAT 7 (último año que el mismo estuvo activo, antes del lanzamiento del LANDSAT 8) debido a que las imágenes obtenidas en el 2012 para la región tenían desperfectos técnicos (e.g. píxeles defectuosos). El mapa fue construido en base a las curvas de NDVI (Índice de vegetación de la diferencia normalizada) derivadas del sensor MODIS siguiendo a Paruelo et al. (2001). Las imágenes son provistas cada 16 días con una resolución espacial de píxeles de 250 x 250 m. En base a 24 imágenes satelitales (junio 2011 a julio 2012) se calcularon cuatro parámetros de NDVI (NDVI integrado, valores anuales máximos de NDVI, valores mínimos anuales de NDVI, y la variabilidad interanual). En este caso se realizó una clasificación no supervisada con el método ISODATA (*Iterative Self-Organizing Data Analysis*), el



cual genera diferentes firmas utilizando las distancias mínimas para asignar un píxel individual a cada grupo (Erdas Inc 1999). A partir de esto se define una nueva media en cada iteración en función de la ubicación del píxel en cada grupo definido por los atributos de NDVI. Los resultados de cada píxel fueron asignados a cuatro categorías de ambientes: cultivos, campos ganaderos, ambientes naturales (pastizales naturales, sierras) y humedales (Pedrana et al. 2014). Por último, también se construyó una matriz de confusión (Apéndice D), que fue utilizada para mejorar el mapa, y se utilizó el índice Kappa para evaluar la precisión de la clasificación, obteniendo un valor general de 0.7 (Pedrana et al. 2014).

Para este capítulo, los mapas de cada área de estudio fueron reclasificados para obtener las mismas tres categorías: cultivos (áreas con cultivos, rastrojo y pasturas implantadas), ganadería (áreas dedicadas al pastoreo de ganado doméstico sobre pastizales degradados e implantados) y ambientes naturales (que incluye pastizales naturales, sierras y humedales) (Fig. 3.8). A su vez, se trabajó con un tamaño de píxel de 250 m x 250 m para unificar el tamaño de ambas áreas. El trabajo realizado con los mapas (tamaño de píxel y ambientes) fue realizado en IDRISI Selva.



**Figura 3.8:** Mapas de las transectas recorridas y los ambientes con las tres categorías de ambientes (cultivos, ganadería y áreas naturales) presentes en las áreas de estudio: i) cuenca de Mar Chiquita (MC); ii) Pampa Sur (PS).

### Variables espaciales

Se seleccionaron 11 variables espaciales que incluían los principales gradientes ambientales y de paisaje de cada área de estudio necesarios para construir los HSM de las especies. Estas variables fueron clasificadas en tres categorías: ambientales, de impacto humano y de paisaje (Tabla 3.1).

**Tabla 3.1:** Variables ambientales, de impacto humano y de paisaje utilizadas para construir los HSM para las aves rapaces en el sureste de la región Pampeana. \*Variables utilizadas en el análisis que no están correlacionadas entre sí.

Grupo	Variable	Descripción
Ambientales	Altitud*	Elevación promedio sobre el nivel del (metros) obtenida del SRTM ( <i>Shuttle Radar Topography Mission</i> ; <a href="http://www2.jpl.nasa.gov">http://www2.jpl.nasa.gov</a> ).
	NDVI	Promedio de NDVI ( <i>Normalized difference vegetation index</i> ) estimado utilizando imagines satelitales MODIS13Q1 obtenidas del satélite MODIS ( <i>Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer</i> ) ( <a href="http://modis-land.gsfc.nasa.gov/vi.html">http://modis-land.gsfc.nasa.gov/vi.html</a> )
	d_CursoAgua* d_CuerpoAgua*	Distancia entre cada celda y el curso/cuerpo de agua más cercano. La distribución de los mismos se obtuvo del Instituto Geográfico Nacional ( <a href="http://www.ign.gov.ar/">http://www.ign.gov.ar/</a> )
Impacto humano	d_Ciudad*	Distancia entre cada celda y la ciudad más cercana, obtenida del Instituto Geográfico Nacional ( <a href="http://www.ign.gov.ar/">http://www.ign.gov.ar/</a> )
Paisaje	PLADJ_cultivos PLADJ_ganadería PLADJ_natural*	Índice de conectividad entre los parches de las mismas categorías de ambientes en un radio de 6 km alrededor de cada celda focal.
	%cultivos* %ganadería * %natural*	Porcentaje de parches de cada categoría de ambiente en un radio de 6 km alrededor de cada celda focal.

Las variables de paisaje fueron obtenidas de los mapas clasificados en ambientes, utilizando un radio de 6 km (considerando un área de acción promedio para las aves rapaces, siguiendo a Pedrana et al. 2008). Se calcularon dos índices de paisaje utilizando el software *Fragstat* (McGarigal et al., 2012): porcentaje de cada tipo de ambiente y porcentaje de parches adyacentes del mismo ambiente, como un índice de conectividad entre los parches del mismo tipo de ambiente. Además, estas variables fueron consideradas para poder evaluar la heterogeneidad ambiental dentro del área de acción de las especies. Valores más bajos del índice de conectividad indican una menor cantidad de celdas adyacentes con los mismos ambientes (menor agregación), indicando una mayor heterogeneidad dentro de cada área de acción. Si los porcentajes de cada categoría de ambiente son pequeños, consideramos que el área de acción de la especie se encuentra en un área más heterogénea. Es decir que, áreas con menores porcentajes y menores índices de conectividad para cada categoría de ambiente, son áreas más heterogéneas. Como variables de impacto humano, se tuvo en cuenta la distancia a la ciudad más cercana y como variables ambientales se consideró la distancia al curso de agua más cercano, la

distancia al cuerpo de agua más cercano, la altitud y el promedio de NDVI. Esta última variable fue calculada utilizando imágenes MODIS de septiembre 2015 a septiembre 2016 en MC y de junio 2011 a julio 2012 en PS.

Antes de introducir las variables en los modelos, se realizó un análisis de correlación y se consideró que dos variables estaban altamente correlacionadas cuando el coeficiente de correlación ( $R_s$ ) era  $> 0.8$ . En base a este análisis de correlación, se seleccionaron seis variables para MC y ocho para PS (Tabla 3.1).

### Modelos de aptitud de hábitat (HSM)

Se analizó el nicho ecológico de cada especie utilizando el método ENFA mediante el software Biomapper 4.0 (Hirzel et al. 2002, Hirzel 2004). Debido a que los datos fueron recolectados en años y momentos diferentes, se realizaron modelos y mapas independientes para cada área de estudio. Para poder realizar este análisis, se ubicó las presencias de las especies en celdas de 250 m x 250 m, para luego generar un mapa raster de 0 (celdas con ausencias) y 1 (celdas con presencias). Los mapas de las variables espaciales también se introdujeron en el ENFA en formato de celdas de 250 m x 250 m.

El ENFA genera nuevos factores no correlaciones entre sí a partir de las variables incluidas en el modelo, para comparar las condiciones ambientales de donde se observaron los individuos con las condiciones a lo largo de todo el área de estudio (Hirzel et al. 2002). A partir de estos factores, se obtienen dos índices globales: a) Índice de marginalidad global, para el cual valores más altos indican que los requisitos de la especie difieren considerablemente de las condiciones promedio en toda el área, y valores cercanos a cero muestran que la especie se encuentran en toda el área (Hirzel y Le Lay 2008); y b) Índice de especialización global ( $1/\text{tolerancia}$ ), para el cual, valores más altos indican una especie especializada, es decir que tiende a vivir en un rango muy restringido de condiciones ambientales (Hirzel et al. 2002, Martínez Pastur et al. 2016). Estos dos índices pueden ser utilizados para comparar especies en un área determinada (Hirzel et al. 2002). La marginalidad global está formada por los coeficientes de dicho índice de cada variable y se obtienen del primer factor de la matriz. Los coeficientes negativos indican que la especie prefiere valores que son más bajos que la media con respecto a todo el área de estudio, mientras que valores positivos indican preferencia por valores más altos que la media (Hirzel et al. 2002). Los coeficientes de especialización de cada variable se calculan con los factores restantes de la matriz y los autovalores obtenidos. Coeficientes altos indican un rango más restringido de la especie en relación con el rango disponible en el área de estudio para cada variable (baja tolerancia) (Hirzel et al. 2002).

Los factores obtenidos del ENFA fueron utilizados para construir los HSM. Para ello, se utilizó la distribución “*MacArthur’s broken stick*” para seleccionar el número de factores y la mediana con el extremo logarítmico (*median + extreme algorithm*) para construir los modelos (Braunisch et al. 2008, Pedrana et al. 2018a). Los mapas resultantes varían de 0 a 100% (máxima aptitud de hábitat).

Para evaluar los modelos, se utilizó el proceso de validación cruzada de “*jack-knife*” utilizando 10 repeticiones, para observar la relación entre la media predicha y la esperada de los datos de validación independiente (Hirzel et al. 2006, De Angelo et al. 2011, Pedrana et al. 2018a). A su vez, el poder predictivo de los modelos se evaluó con la combinación de los siguientes índices: 1) Índice de Boyce (varía entre -1 y 1), donde valores positivos indican un buen modelo predictivo y valores cercanos a cero indican un modelo azaroso; 2) Índice de validación absoluto (AVI) (varía entre 0 y 1), para el cual valores altos indican que es un modelo confiable; y 3) Índice de valoración contraste (CVI) (varía entre 0 y 0.5), donde 0.5 indica que el modelo es preciso y 0 corresponde a un modelo azaroso (Boyce et al. 2002, Hirzel et al. 2006, Rosas et al. 2019).

#### Mapas de gremios y de *hotspots* de servicios ecosistémicos

Para definir la distribución espacial de cada SE, se sumaron los HSM de todas las especies incluidas dentro del mismo gremio y se dividió por el número de especies presentes en el mismo, para obtener un mapa del SE medido por cada gremio en estudio. Luego, se caracterizaron estos mapas en dos clases en función de la probabilidad de presencia (0: < 50%; y 1:  $\geq$  50%) siguiendo con ejemplos encontrados en la bibliografía (Burkhard y Maes 2017). Finalmente, para evaluar los *hotspots* de SE, se superpusieron todos los mapas categorizados y se obtuvieron mapas con hasta 5 categorías (0: ningún SE; 5: máximo número de SE). Este análisis se llevó a cabo en IDRISI Selva.

## **RESULTADOS**

#### Especies y modelos de aptitud de hábitat (HSM)

Se identificaron 16 especies de aves rapaces (Tabla 3.2), pertenecientes a dos órdenes, Falconiformes y Strigiformes, y a cuatro familias, Falconidae, Accipitridae, Tytonidae y Strigidae (Narosky y Yzurieta 2010).

Debido al bajo número de celdas con presencias de algunas de las especies, y a la distribución de las mismas en toda el área, solo fue posible incluir en los análisis ENFA a nueve especies, las cuales fueron clasificadas en cinco gremios y se asociaron sus funciones ecosistémicas con distintos tipos de SE (Tabla 3.3).

**Tabla 3.2:** Especies que fueron observadas en la cuenca de Mar Chiquita (MC) y en la Pampa Sur (PS) durante los muestreos diurnos y nocturnos.

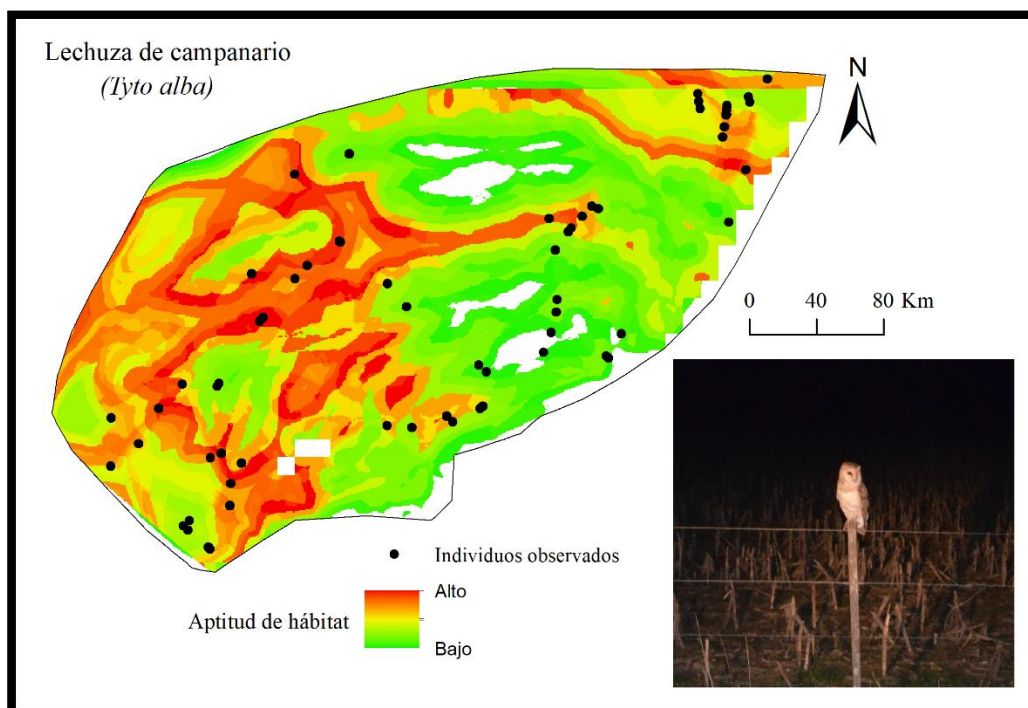
Muestreos	Especie	Observaciones	
		MC	SP
	Chimango ( <i>Milvago chimango</i> )	✓	✓
	Carancho ( <i>Caracara plancus</i> )	✓	✓
	Taguató común ( <i>Buteo magnirostris</i> )	✓	✓
	Milano blanco ( <i>Elanus leucurus</i> )	✓	✓
	Lechucita de las vizcacheras ( <i>Athene cunicularia</i> )	✓	✓
	Lechuzón de campo ( <i>Asio flammeus</i> )	✓	
Censo diurnos	Halconcito colorado ( <i>Falco sparverius</i> )	✓	✓
	Halcón plumizo ( <i>Falco femoralis</i> )	✓	✓
	Gavilán mixto ( <i>Parabuteo unicinctus</i> )	✓	
	Gavilán planeador ( <i>Circus buffoni</i> )	✓	✓
	Gavilán ceniciento ( <i>Circus cinereus</i> )	✓	✓
	Caracolero ( <i>Rostrhamus sociabilis</i> )	✓	
	Aguilucho común ( <i>Geranoaetus polyosoma</i> )		✓
	Águila mora ( <i>Geranoaetus melanoleucus</i> )		✓
Censos nocturnos	Lechuza del campanario ( <i>Tyto alba</i> )	✓	
	Lechuzón orejudo ( <i>Asio clamator</i> )	✓	

**Tabla 3.3:** Especies de aves rapaces utilizadas para construir los modelos de aptitud de hábitat (HSM) en las dos áreas de estudio de la región Pampeana, sus funciones ecológicas, gremio y potenciales servicios ecosistémicos (SE) mediados por cada gremio.

<b>Especie</b>	<b>Función ecológica</b>	<b>Gremio</b>	<b>Potencial SE</b>	<b>Referencias utilizadas</b>
Lechuza de campanario	Importante consumo de roedores	Consumidor de roedores	Control de plagas de roedores	Belloq 1998, Leveau et al. 2006, Bó et al. 2007, Gonzalez-Fischer et al. 2011
Milano blanco				Leveau et al. 2002, Bó et al. 2007, Sarasola et al. 2010
Taguató común				Baladrón et al. 2011
Chimango	Importante consumo de insectos y consumo de carroña	Consumidor de insectos	Control de plagas de insectos	Biondi et al. 2005, Bó et al. 2007
		Carroñero facultativo	Saneamiento ambiental	
Carancho	Importante consumo de insectos y consumo de carroña	Consumidor de insectos	Control de plagas de insectos	Bó et al. 2007, Vargas et al. 2007
		Carroñero facultativo	Saneamiento ambiental	
Lechucita de las vizcacheras	Importante consumo de insectos	Consumidor de insectos	Control de plagas de insectos	Zilio 2006, Bó et al. 2007, Sánchez et al. 2008, Cavalli et al. 2014
Halconcito colorado				Zilio 2006, Bó et al. 2007, Orozco-valor 2018
Gavilán planeador	Importante consumo de aves	Consumidor de aves	Control de plagas de aves	Bó et al. 1996, 2007
Caracolero	Importante consumo de moluscos	Consumidor de moluscos	Control de plagas de moluscos	Bó et al. 2007, Mapelli y Kittlein 2011

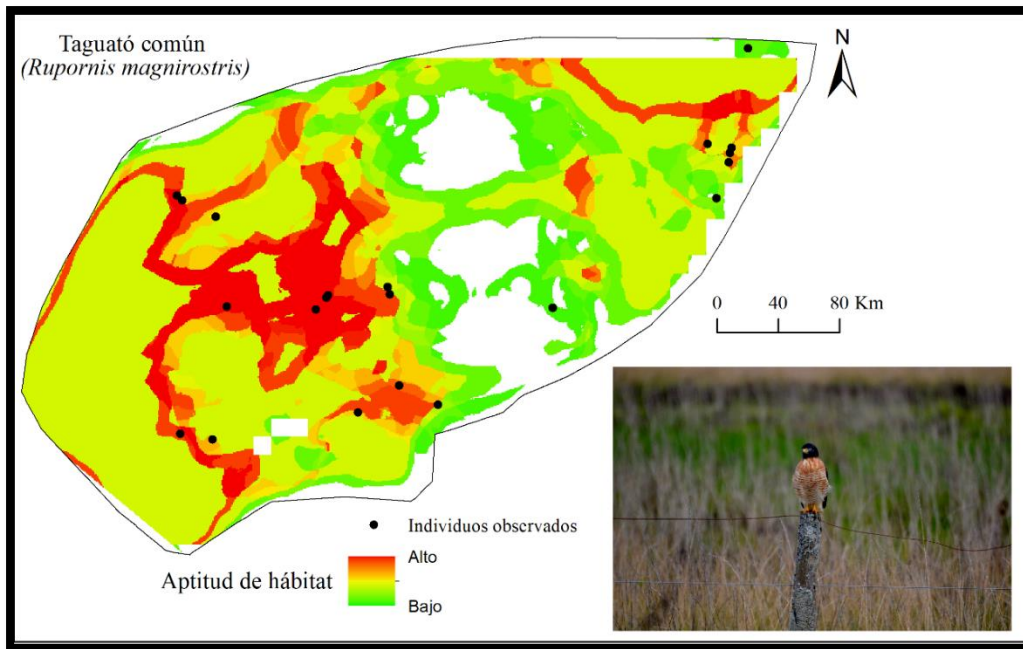
A pesar de que los principales ítem presa del carancho y del chimango son los insectos, sus dietas son diversas y presentan un comportamiento oportunista (Biondi et al. 2005, Vargas et al. 2007). Asimismo, ambas especies fueron observadas consumiendo carroña en las áreas de estudio (Obs. Pers.). Estudios de dieta del carancho en la Reserva de Biosfera de Mar Chiquita encontraron ítems de animales identificados como carroña (vacas, ovejas, liebres, cerdos, aves acuáticas y peces) principalmente en invierno (Vargas et al. 2007). En el caso del chimango, los insectos compusieron el 96% del total de presas, mientras que la carroña representó el 1% del total de los ítems, pero constituyó el 48% del total de biomasa consumida (Biondi et al. 2005). En este caso, la carroña correspondió a peces, aves y mamíferos principalmente (Biondi et al. 2005). Por lo tanto, también se consideró a estas especies como carroñeros facultativos y se las incluyó en dicho gremio.

En MC se construyeron HSM para ocho especies, las cuales fueron clasificadas cinco gremios: 1) Controladores de roedores: lechuza del campanario (Fig. 3.9) y taguató común (Fig. 3.10); 2) Controladores de insectos: chimango (Fig. 3.11), carancho (Fig. 3.12), lechucita de las vizcacheras (Fig. 3.13) y halconcito colorado (Fig. 3.14); 3) Controladores de aves: gavilán planeador (Fig. 3.15); 4) Controladores de moluscos: caracolero (Fig. 3.16); 5) Carroñeros: chimango (Fig. 3.11) y carancho (Fig. 3.12).

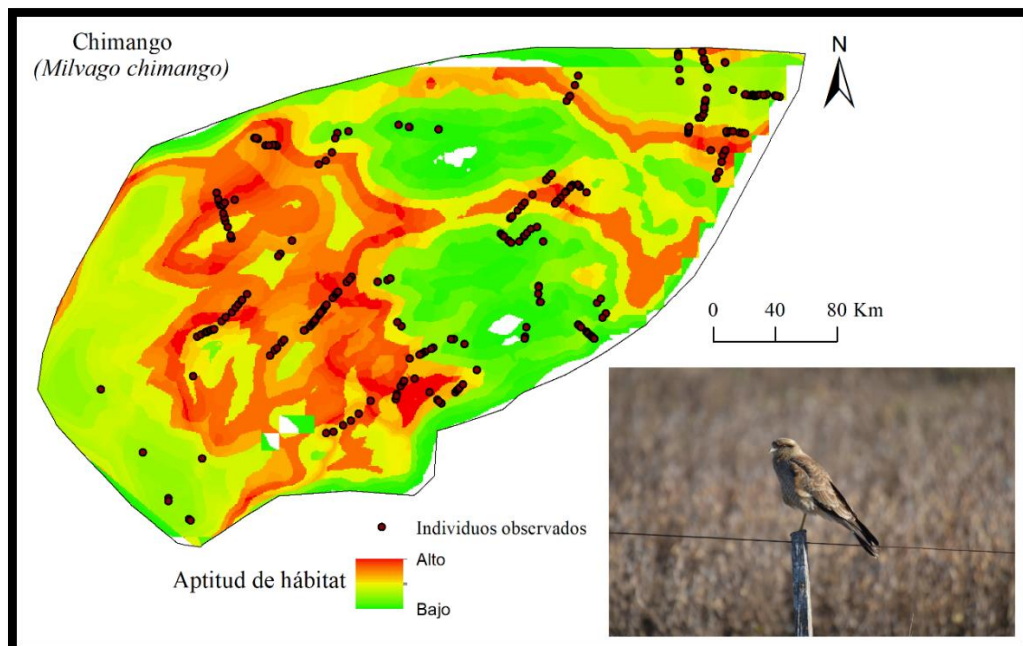


**Figura 3.9:** Mapas de aptitud de hábitat (HSM) de la lechuza de campanario (*Tyto alba*) en la cuenca de Mar Chiquita. Mapa categorizado: 0 (blanco) a 100% (rojo).

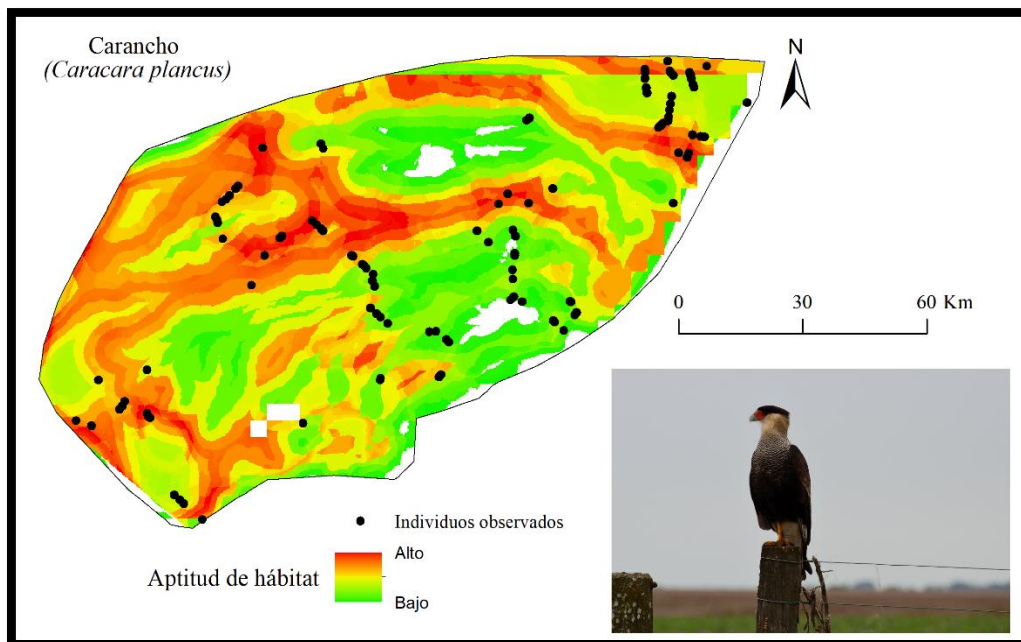




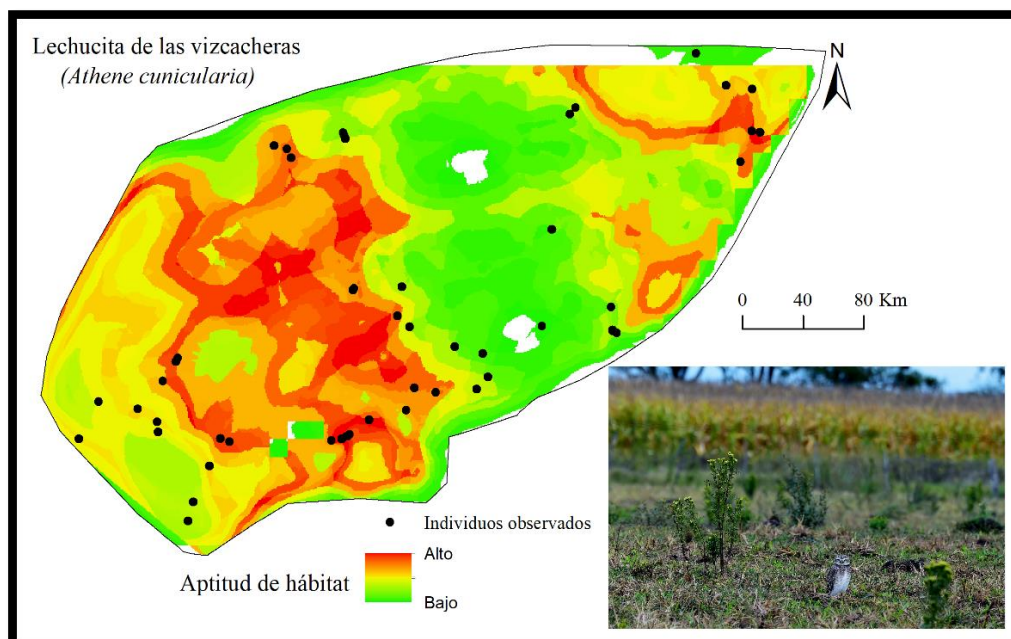
**Figura 3.10:** Mapa de aptitud de hábitat (HSM) del taguató común (*Buteo magnirostris*) en la cuenca de Mar Chiquita. Mapa categorizado: 0 (blanco) a 100% (rojo).



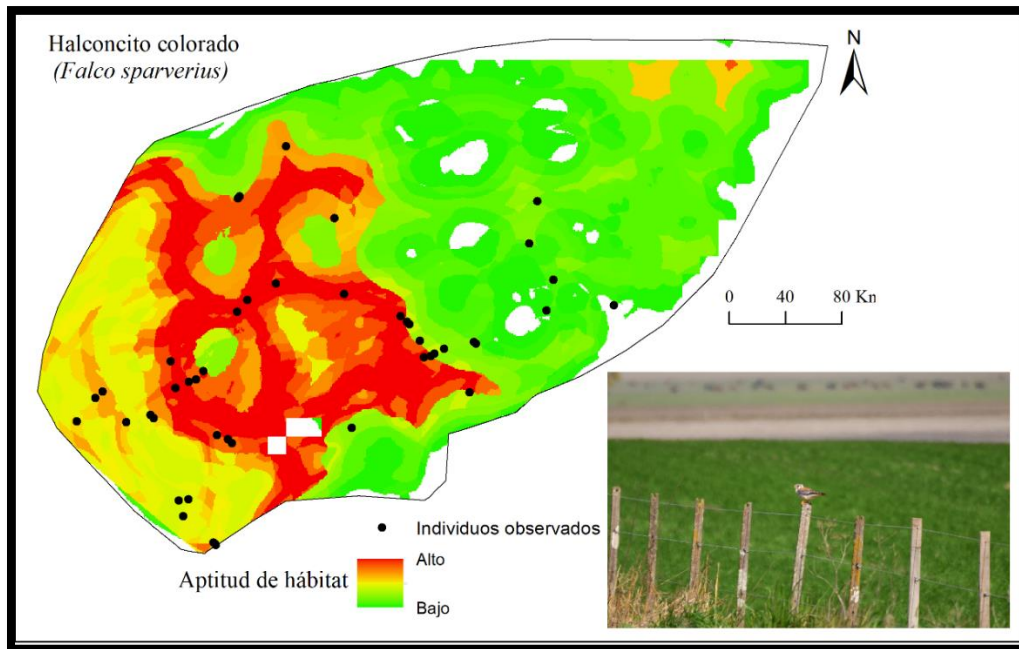
**Figura 3.11:** Mapa de aptitud de hábitat (HSM) del chimango (*Milvago chimango*) en la cuenca de Mar Chiquita. Mapa categorizado: 0 (blanco) a 100% (rojo).



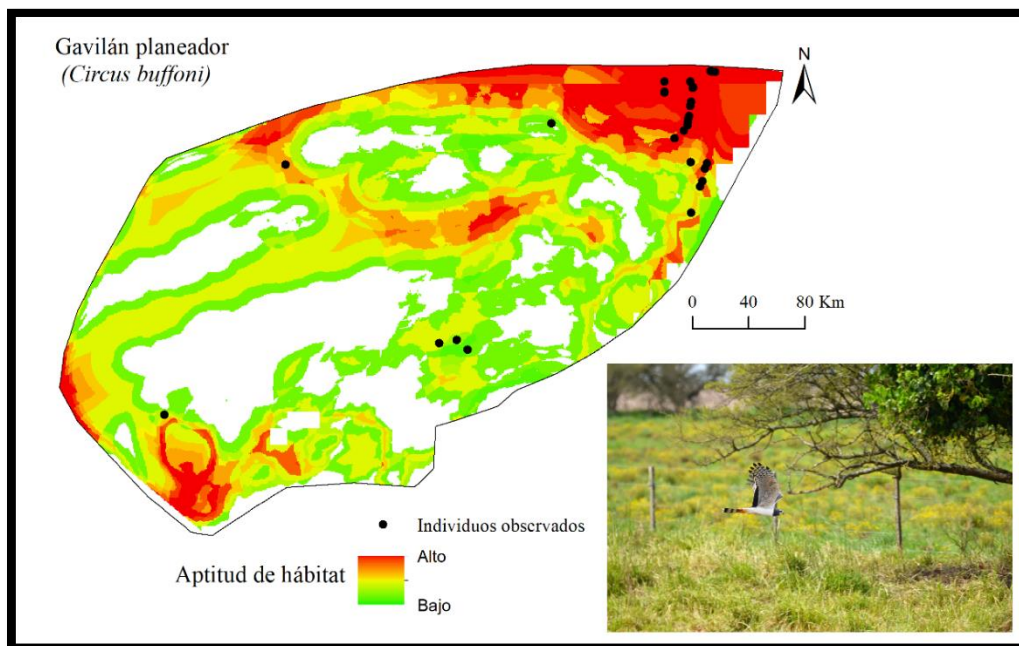
**Figura 3.12:** Mapa de aptitud de hábitat (HSM) del carancho (*Caracara plancus*) en la cuenca de Mar Chiquita. Mapa categorizado: 0 (blanco) a 100% (rojo).



**Figura 3.13:** Mapa de aptitud de hábitat (HSM) de la lechucita de las vizcacheras (*Athene cucularia*) en la cuenca de Mar Chiquita. Mapa categorizado 0 (blanco) a 100% (rojo).

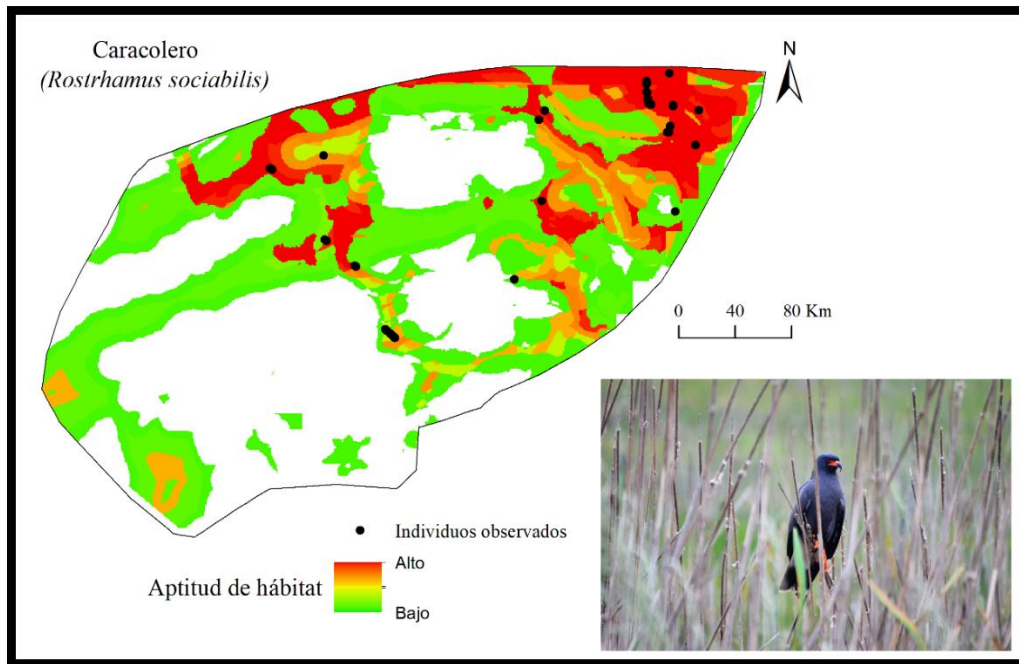


**Figura 3.14:** Mapa de aptitud de hábitat (HSM) del halconcito colorado (*Falco sparverius*) en la cuenca de Mar Chiquita (MC). Mapa categorizado: 0 (blanco) a 100% (rojo).



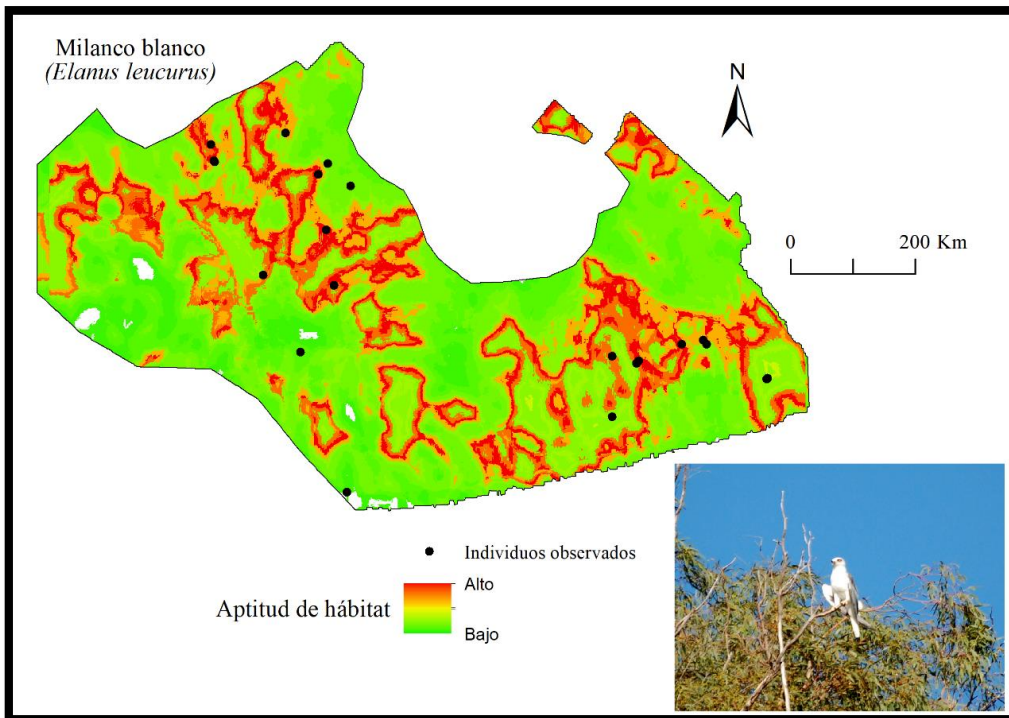
**Figura 3.15:** Mapa de aptitud de hábitat (HSM) del gavilán planeador (*Circus buffoni*) en la cuenca de Mar Chiquita (MC). Mapa categorizado: 0 (blanco) a 100% (rojo).



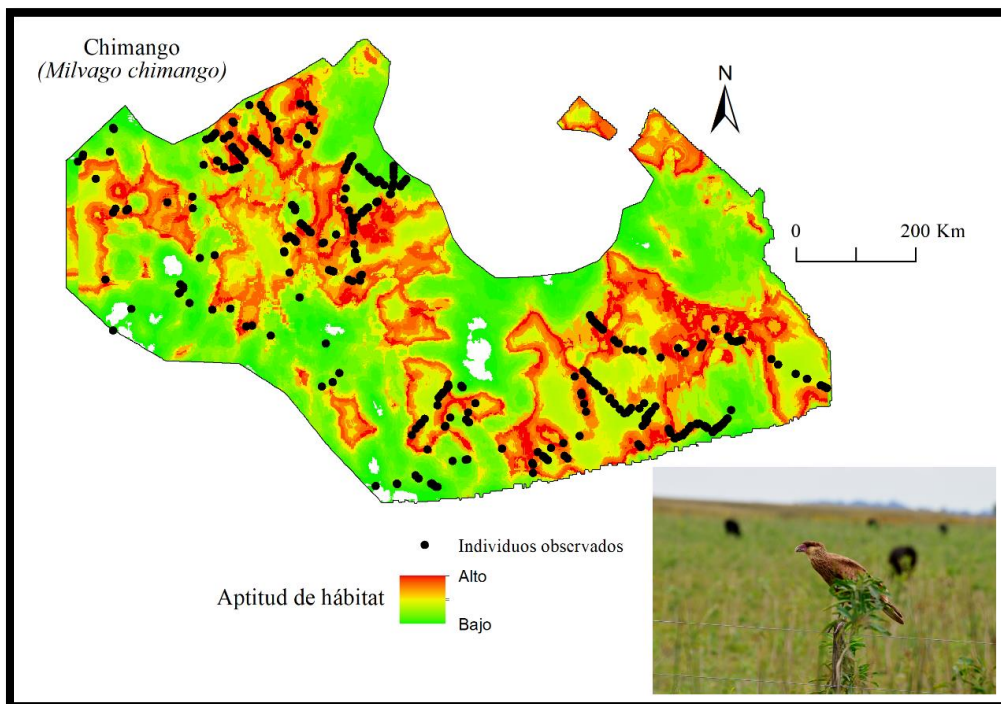


**Figura 3.16:** Mapa de aptitud de hábitat (HSM) del caracolero (*Rostrhamus sociabilis*) en la cuenca de Mar Chiquita (MC). Mapa categorizado: 0 (blanco) a 100% (rojo).

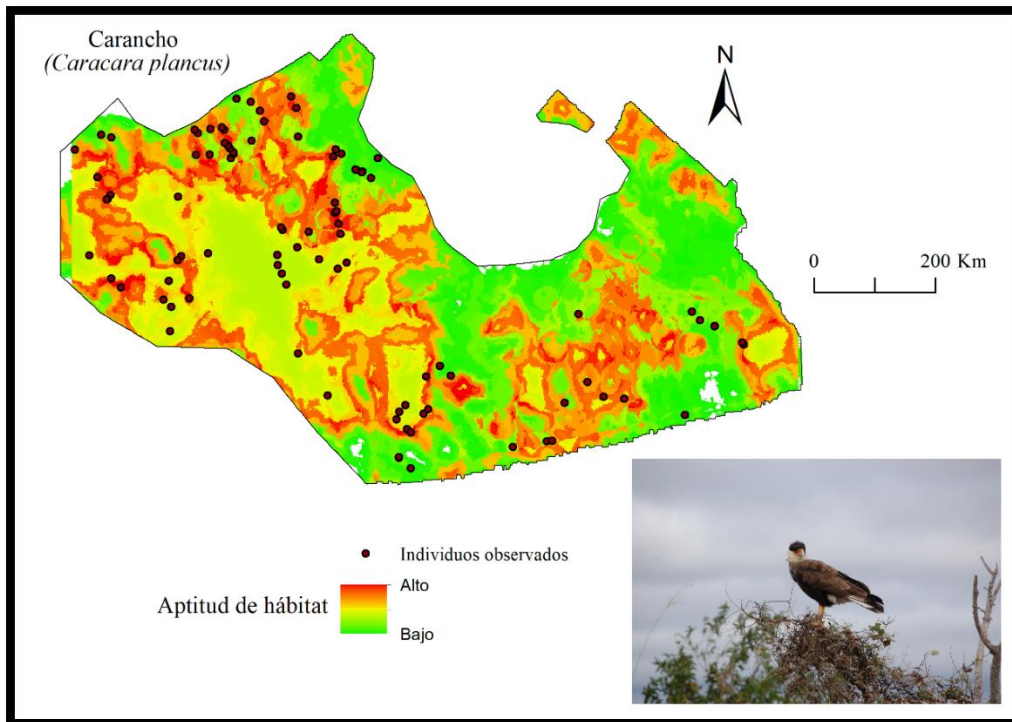
Por otro lado, en PS, se construyeron HSM para cuatro especies, las cuales fueron clasificadas en tres gremios: 1) Controladores de roedores: milano blanco (Fig. 3.17); 2) Controladores de insectos: chimango (Fig. 3.18), carancho (Fig. 3.19) y halconcito colorado (Fig. 3.20); 3) Carroñeros: chimango (Fig. 3.18) y carancho (Fig. 3.19).



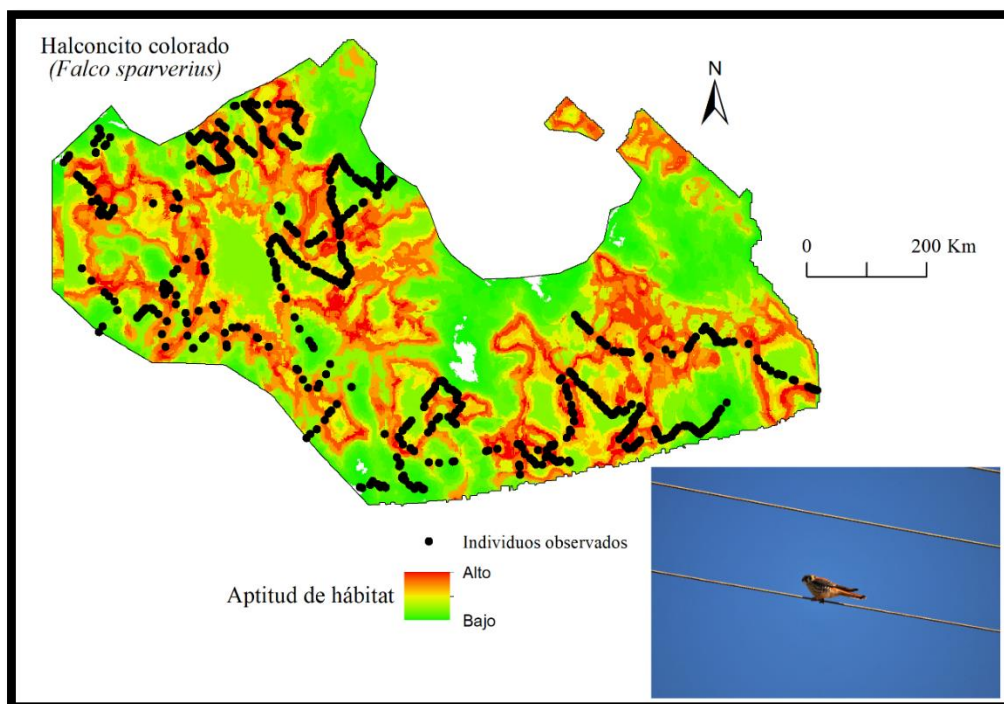
**Figura 3.17:** Mapa de aptitud de hábitat (HSM) del milano blanco (*Elanus leucurus*) en Pampa Sur. Mapa categorizado: 0 (blanco) a 100% (rojo).



**Figura 3.18:** Mapa de aptitud de hábitat (HSM) del chimango (*Milvago chimango*) en Pampa Sur. Mapa categorizado: 0 (blanco) a 100% (rojo).



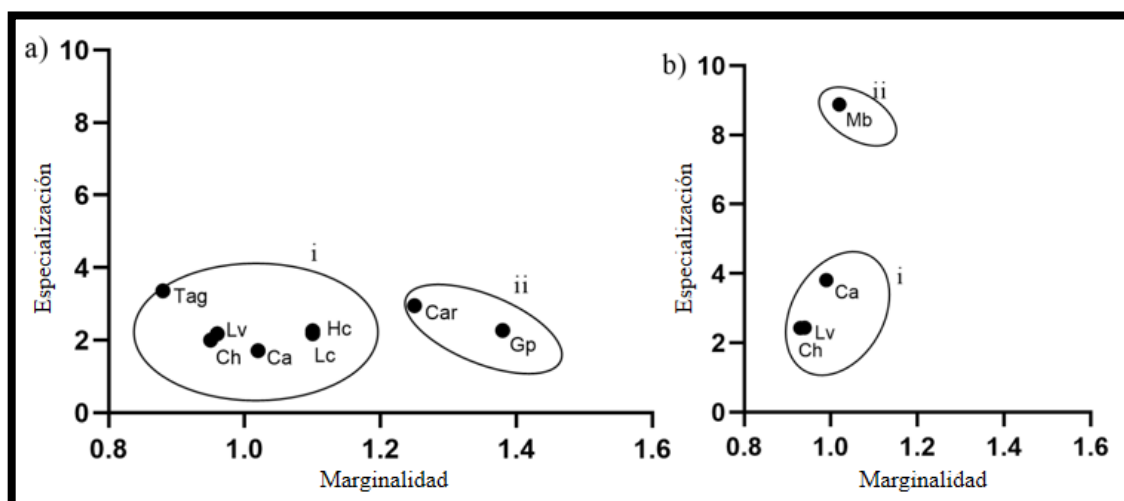
**Figura 3.19:** Mapa de aptitud de hábitat (HSM) del carancho (*Caracara plancus*) en Pampa Sur. Mapa categorizado: 0 (blanco) a 100% (rojo).



**Figura 3.20:** Mapa de aptitud de hábitat (HSM) del halconcito colorado (*Falco sparverius*) en Pampa Sur. Mapa categorizado: 0 (blanco) a 100% (rojo).

En base a los HSM, se encontró que todas las especies presentaron un valor de marginalidad global alto, con valores desde 0.88 a 1.38 en MC, y desde 0.93 a 1.02 en SP, indicando que los requerimientos de estas especies difieren de las condiciones promedio de las áreas (Tabla 3.4). La especialización global varió desde 1.71 a 3.36 en MC y 2.43 a 8.88 en PS, donde los valores más altos indican que las especies viven en rangos más restringidos a todas las condiciones de las áreas de estudio (Tabla 3.5). En base a estos dos índices globales se pudieron diferenciar distintos grupos (Fig. 3.21). En MC, la principal diferencia fue dada por los valores de marginalidad (Fig. 3.21a). El primer grupo (i) presentó una marginalidad más baja (0.88 - 1.1) y una especialización variable (1.71 – 3.36) en comparación con el segundo grupo, y estuvo conformado por la lechucita de las vizcacheras, el chimango, el carancho, la lechuza del campanario, el halconcito colorado y el taguató común. El segundo grupo (ii) presentó una marginalidad alta (1.25 – 1.38) y una especialización menos variable (2.27 – 2.95) y estuvo compuesto por el caracolero y gavián planeador. Estos valores indican que las especies del segundo grupo tienen una preferencia por hábitats más extremos (o menos abundantes) en relación a las condiciones promedio de MC (Hirzel et al. 2002).

En PS, en contraste con MC, la principal diferencia encontrada fue por los valores de la especialización (Fig. 3.21b). El primer grupo (i) mostró valores más bajos de marginalidad (0.93 – 0.99) y de especialización (2.43 – 3.81) que el segundo grupo y estuvo formado por el carancho, el halconcito colorado y el chimango. Mientras que el segundo grupo (ii), formado únicamente por el milano blanco, tuvo una marginalidad un poco mayor (1.02) pero la especialización más alta (8.88). En este caso, el milano blanco ocupa un rango restringido frente las condiciones presentes de SP (Hirzel et al. 2002, Martínez Pastur et al. 2016).



**Figure 3.21:** Marginalidad global y especialización presentados en los HSM de aves rapaces en: (a) la cuenca de Mar Chiquita y (b) Pampa Sur. Tag: taguató común; Lv: lechucita de las vizcacheras; Ch: chimango; Ca: carancho; Hc: halconcito colorado; Lc: lechuza del campanario; Car: caracolero; Gp: gavián planeador; Mb: milano blanco.

Las contribuciones relativas de cada variable a los índices de marginalidad y especialización variaron entre especies y área de estudio (Tabla 3.4 y Tabla 3.5). En base a los coeficientes de marginalidad más altos (Tabla 3.4), se encontró que en MC el carancho estuvo asociado a áreas lejos de las ciudades, lejos de cursos de agua y a áreas con altos porcentajes de campos ganaderos. En PS en cambio, se encontró una asociación con altos porcentajes agrícolas y zonas de mayor altitud. El chimango se encontró vinculado a zonas con altos porcentajes agrícolas y lejos de las ciudades en ambas áreas, y particularmente en MC, también se mostró asociado a áreas lejanas a los cursos de agua y con altos porcentajes ganaderos. El halconcito colorado se vinculó principalmente a áreas con altos porcentajes agrícolas y lejos de las ciudades en ambas áreas, y en MC, a áreas lejanas a los cuerpos de agua también. En MC, los coeficientes de marginalidad mostraron para la lechuza del campanario una asociación con áreas lejanas a los cursos de agua y a las ciudades, con altos porcentajes de campos ganaderos y en segundo lugar de cultivos. A su vez, la lechucita de las vizcacheras se mostró asociada a áreas con altos porcentajes agrícolas y campos ganaderos, lejos de las ciudades, y a diferencia de la otra lechuza, se encontró en áreas alejadas de los cuerpos de agua. El taguató común se encontró vinculada a áreas lejanas a las ciudades, con altos porcentajes de cultivos y campos ganaderos.

Con respecto a las especies encontradas en el grupo 2 en MC (caracolero y gavián planeador; Fig. 3.21a), los coeficientes de marginalidad más altos para las dos especies estuvieron asociados con áreas lejanas a los cursos de agua. A su vez, el caracolero mostró una asociación positiva con áreas con altos porcentajes de campos ganaderos y lejos de las ciudades. Finalmente, para las dos especies se encontró una asociación positiva con porcentajes de ambientes naturales, aunque con valores más bajos en relación a otras variables (0.30 y 0.34 para el caracolero y el gavián planeador, respectivamente). El milano blanco, la única especie del grupo 2 en PS (Fig. 3.21b) presentó una asociación con áreas con altos porcentajes agrícolas, lejos de las ciudades y de los cursos de agua.

En la gran mayoría de los casos las variables tuvieron coeficientes de marginalidad positivos, indicando que las especies prefieren valores más altos de las variables con respecto a los valores promedios del área de estudio, independientemente de su valor absoluto. Únicamente el porcentaje de áreas naturales para el milano blanco y el chimango en PS tuvo valores negativos (Tabla 3.4), mostrando que estas especies prefieren valores de esta variable más bajos que los valores promedios en toda el área de estudio.

En base a los coeficientes de especialización más altos se encontraron diferentes patrones dependiendo de la especie (Tabla 3.5), es decir que las especies tuvieron rangos más restringidos en distintas variables en comparación con el rango disponible en cada variable en el área de estudio (baja tolerancia). En MC, el chimango, el halconcito colorado y el caracolero tuvieron los coeficientes más altos vinculados con paisajes dominados por cultivos, en cambio el carancho y el gavián planeador con paisajes ganaderos, lo cual implica que tienen baja tolerancia a la homogenización de estos usos de la tierra. Para la lechuza del campanario y el taguató común se encontró que poseen rangos de distribución más restringidos en relación a la lejanía de cuerpos de agua y cursos de agua, respectivamente. Por



último, la lechucita de las vizcacheras tuvo un rango más restringido en áreas lejanas a ciudades, indicando una mayor tolerancia a la cercanía de las mismas. En PS, los coeficientes de especialización más altos del carancho, el milano blanco y el halconcito colorado se asociaron con la altitud, indicando que son poco tolerantes a regiones de mayor elevación, mientras que la variable que más influyó este índice para el chimango fue la distancia a las ciudades, mostrando una mayor tolerancia a la cercanía de las mismas.

Los HSM explicaron en promedio un 97% de la información, y en base a los mapas obtenidos y la validación cruzada, se consideró que los modelos fueron adecuados y consistentes con los datos en ambas áreas de estudio (Tabla 3.6).

**Tabla 3.4:** Contribución de cada variable al factor de marginalidad a los modelos de cada especie y el índice de marginalidad global en la cuenca de Mar Chiquita (MC) y en la Pampa Sur (PS).

Especie	Caracolero		Carancho		Milano blanco		Chimango		Lechuza del campanario	Lechucita de las vizcacheras	Taguató común	Halconcito colorado	Gavilán planeador
	MC	MC	PS	PS	MC	PS	MC	MC	MC	MC	PS	MC	
Variables/Área de estudio													
d_Ciudad	0.41	0.42	0.36	0.48	0.44	0.52	0.40	0.46	0.49	0.45	0.50	0.25	
d_CursoAgua	0.75	0.62	0.31	0.38	0.40	0.35	0.55	0.23	0.30	0.12	0.35	0.86	
d_CuerpoAgua	0.06	0.26	0.35	0.27	0.35	0.20	0.37	0.40	0.28	0.64	0.24	0.11	
%cultivos	0.09	0.27	0.53	0.67	0.46	0.69	0.41	0.47	0.54	0.48	0.63	0.09	
%ganadería	0.41	0.46	0.26	0.08	0.49	0.09	0.44	0.46	0.50	0.38	0.16	0.26	
%natural	0.30	0.29	0.15	-0.07	0.26	-0.02	0.23	0.38	0.22	0.10	0.08	0.34	
Altitud	-	-	0.46	0.27	-	0.28	-	-	-	-	0.32	-	
PLADJ_natural	-	-	0.26	0.11	-	0.09	-	-	-	-	0.19	-	
Índice global	1.25	1.02	0.99	1.02	0.95	0.93	1.10	0.96	0.88	1.10	1.10	1.38	

**Tabla 3.5:** Contribución de cada variable al factor de especialización a los modelos de cada especie y el índice de especialización global en la cuenca de Mar Chiquita (MC) y en la Pampa Sur (PS).

<b>Especie</b>	<b>Caracolero</b>	<b>Carancho</b>		<b>Milano blanco</b>	<b>Chimango</b>		<b>Lechuzza del campanario</b>	<b>Lechucita de las vizcacheras</b>	<b>Taguató común</b>	<b>Halconcito colorado</b>		<b>Gavilán planeador</b>
Variables/Área de estudio	MC	MC	PS	PS	MC	PS	MC	MC	MC	MC	PS	MC
d_Ciudad	2.96	3.28	2.96	2.79	3.65	3.32	2.05	3.99	2.10	2.24	3.00	2.92
d_CursoAgua	1.84	2.70	2.60	3.91	3.16	2.18	2.45	3.17	3.05	1.28	2.71	0.96
d_CuerpoAgua	2.16	3.49	3.47	2.38	2.17	2.71	4.27	3.19	1.60	2.81	2.92	1.07
%cultivos	3.61	2.91	2.55	2.46	3.86	2.47	3.13	3.62	1.43	4.97	2.39	1.99
%ganadería	3.26	3.63	2.19	2.02	2.19	2.59	2.25	2.86	2.43	2.60	2.07	3.28
%natural	1.42	2.05	3.40	1.90	2.11	2.76	0.91	2.70	1.73	1.60	3.18	2.41
Altitud	-	-	4.16	4.31	-	1.38	-	-	-	-	3.86	-
PLADJ_Natural	-	-	2.63	2.44	-	3.16	-	-	-	-	3.14	-
Índice global	2.95	1.71	3.81	8.88	2.00	2.43	2.18	2.18	3.36	2.26	2.44	2.27

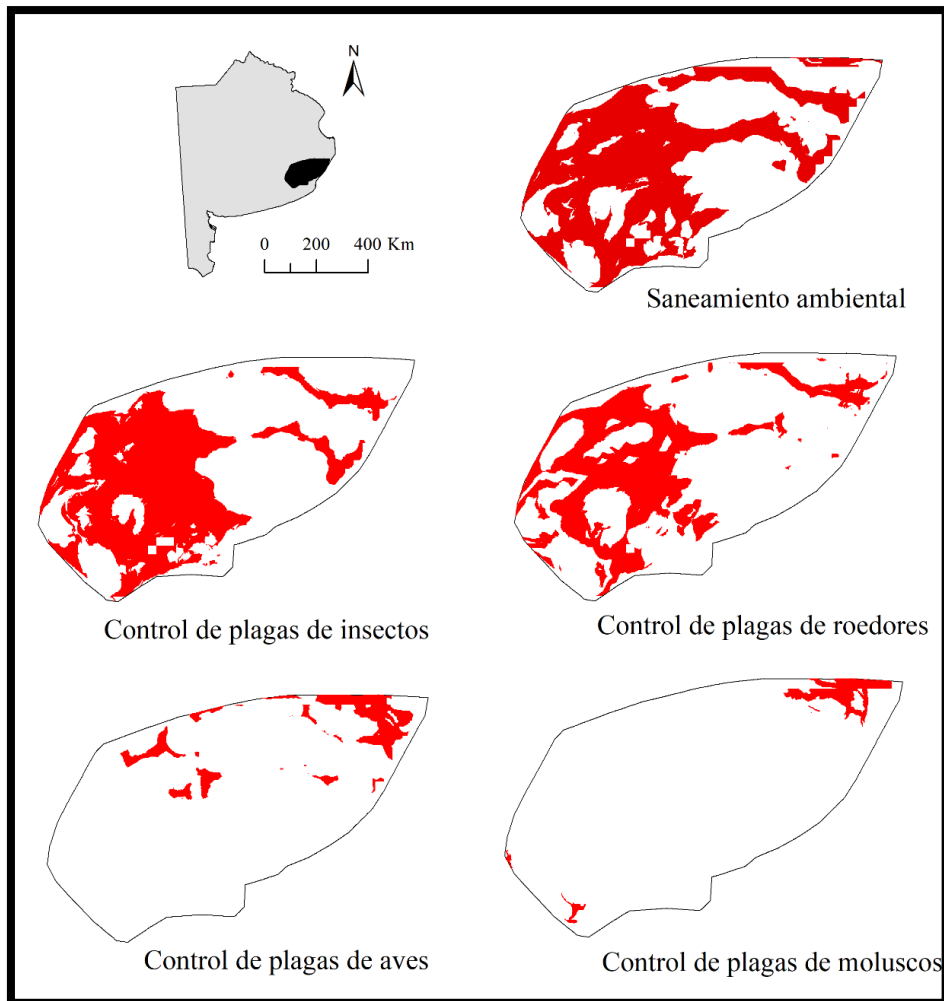
**Tabla 3.6:** Información explicada y validación cruzada del modelo de aptitud de hábitat (HSM) de la cuenca de Mar Chiquita (MC) y Pampas Sur (PS), Buenos Aires, Argentina. B= Índice de Boyce, AVI= Índice de validación absoluto, CVI= Índice de valoración contraste. Se informan valores medios con el desvío estándar.

<b>Especies</b>	<b>Información explicada</b>	<b>B</b>	<b>AVI</b>	<b>CVI</b>
<b>Cuenca de Mar Chiquita</b>				
Caracolero	0.99	0.20 (0.78)	0.44 (0.38)	0.40 (0.38)
Carancho	0.96	0.42 (0.20)	0.49 (0.19)	0.24 (0.19)
Chimango	0.96	0.42 (0.53)	0.48 (0.28)	0.27 (0.27)
Lechuza del campanario	0.97	0.12 (0.43)	0.39 (0.26)	0.18 (0.25)
Lechucita de las vizcacheras	0.97	0.26 (0.41)	0.42 (0.17)	0.21 (0.17)
Taguató común	0.99	0.04 (0.55)	0.38 (0.32)	0.30 (0.32)
Halconcito colorado	0.98	0.14 (0.38)	0.41 (0.30)	0.27 (0.30)
Gavilán planeador	0.97	0.03 (0.58)	0.50 (0.48)	0.49 (0.48)
<b>Pampa Sur</b>				
Chimango	0.95	0.64 (0.31)	0.50 (0.19)	0.50 (0.19)
Carancho	0.98	0.56 (0.26)	0.45 (0.15)	0.25 (0.14)
Milanco blanco	1.00	0.15 (0.66)	0.43 (0.44)	0.31 (0.41)
Halconcito colorado	0.95	0.50 (0.22)	0.51 (0.12)	0.29 (0.11)

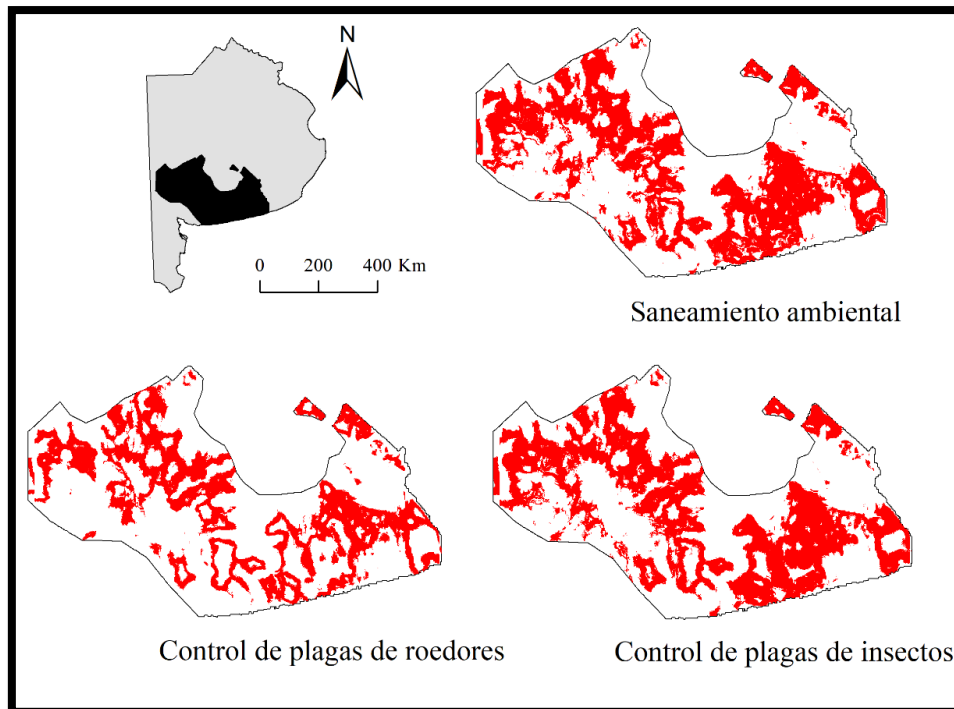
#### Mapas de gremios y de hotspots de servicios ecosistémicos

Comparando ambas áreas de estudio, MC presentó un paisaje más heterogéneo, con áreas dedicadas a la agricultura y a la ganadería, pero también con sectores de la cuenca con usos mixtos (porcentajes similares de ambos ambientes) (Fig. 3.1). En PS se observó un paisaje mayormente dominado con cultivos (Fig. 3.1). A su vez, en MC se hallaron porcentajes mayores de áreas naturales que PS (Fig. 3.1).

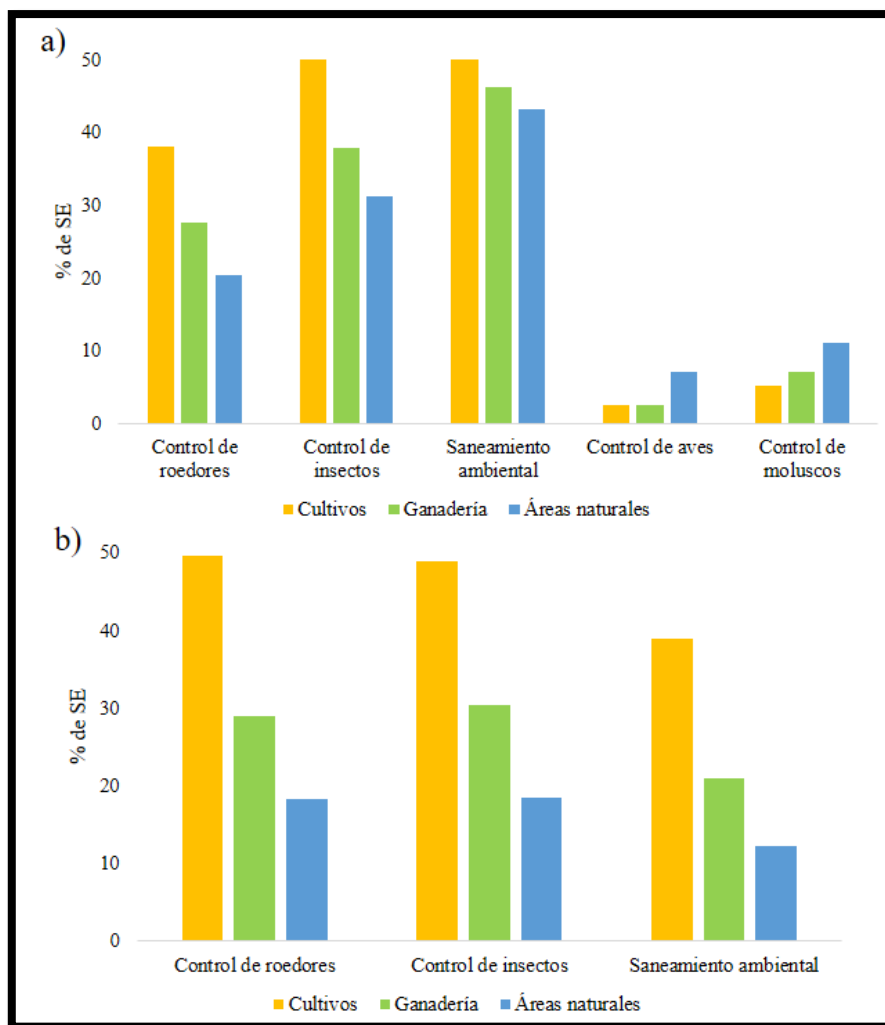
En función de los SE identificados en MC, se encontró que el control de roedores y de insectos estaban localizados en la zona oeste de la cuenca, mientras que el saneamiento ambiental se encontró también en el este (Fig. 3.22). En base a las áreas ocupadas por los distintos ambientes, el control de roedores y de insectos estuvo asociado a zonas con mayor porcentaje de cultivos, mientras que el saneamiento ambiental estuvo distribuido equitativamente entre cultivos y áreas ganaderas (Fig. 3.22 y Fig. 3.24). En contraste, los SE de control de aves y de moluscos se distribuyeron principalmente en el norte-este de la cuenca, asociados principalmente a paisajes con altos porcentajes de áreas naturales, y secundariamente con áreas dedicadas a la ganadería (Fig. 3.24a). En PS, el control de roedores, de insectos y el saneamiento ambiental se distribuyó en parches a lo largo de toda el área de estudio (Fig. 3.23), principalmente en áreas destinadas a cultivos (Fig. 3.24b).



**Figura 3.22:** Mapa de los potenciales servicios ecosistémicos vinculados a los distintos gremios de aves rapaces en la cuenca de Mar Chiquita. Los mapas presentan dos clases basadas en la probabilidad de presencia de las especies (0: < 50% en blanco, y 1:  $\geq$  50% en rojo). Los SE están asociados a los mapas de aptitud de hábitat (HSM) de todas las especies que forman cada gremio.

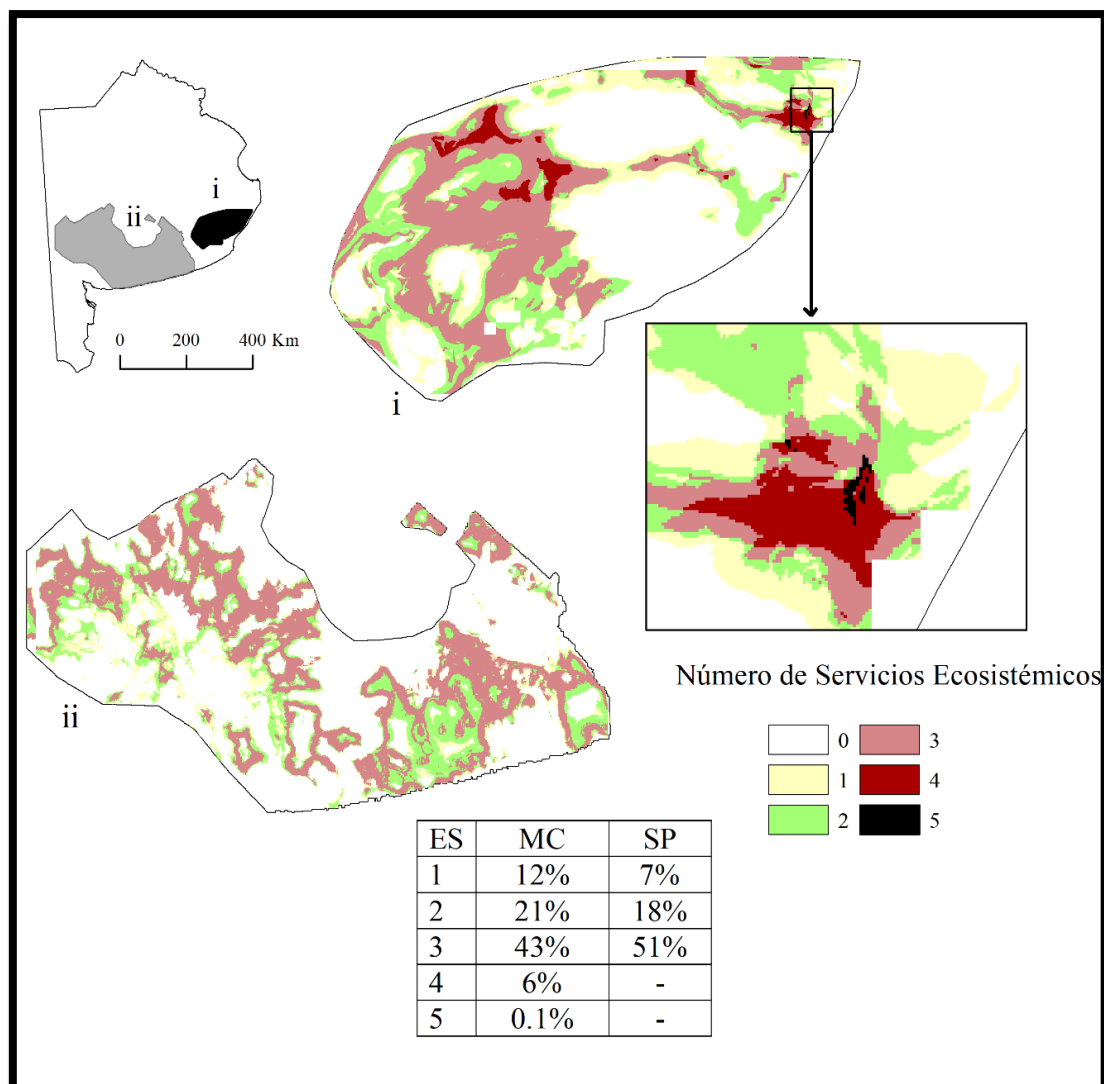


**Figura 3.23:** Mapa de los potenciales servicios ecosistémicos (SE) vinculados a los distintos gremios de aves rapaces en la Pampa Sur. Los mapas presentan dos clases basadas en la probabilidad de presencia de las especies (0: < 50% en blanco, y 1:  $\geq$  50% en rojo). Los SE están asociados a los mapas de aptitud de hábitat (HSM) de todas las especies que forman cada gremio.



**Figura 3.24:** Porcentaje relativo de potenciales servicios ecosistémicos (SE) en cada ambiente (cultivos, ganadería y áreas naturales) en a) cuenca de Mar Chiquita y b) Pampa Sur.

Se obtuvo un mapa de hotspots que varió desde 0 a 5 SE en MC y de 0 a 3 en PS (Fig. 3.25). En base a los porcentajes ocupados por los diferentes números de SE, se encontró en mayor parte del área un solapamiento de tres tipos de SE asociados a las rapaces (MC: 43%; PS: 51%). En base a lo observado en este trabajo, en MC hubo una mayor riqueza de especies y, por lo tanto, se identificaron más SE vinculados con las mismas. Las áreas geográficas donde se encontró el solapamiento de cuatro y cinco SE fueron pequeñas (6% y 0.1% respectivamente). Particularmente, la zona que corresponde a los cinco SE estuvo restringida al noreste de la cuenca, dominando por ambientes naturales, principalmente húmedas (Fig. 3.8 y 3.25). En cambio, en la zona más agrícola de MC y en PS, hallamos una menor cantidad de SE, vinculado con la menor cantidad de gremios presentes en dichas áreas.



**Figura 3.25:** *Hotspot* de potenciales Servicios Ecosistémicos (SE) vinculados a los gremios de aves rapaces en la i) cuenca de Mar Chiquita (MC) y en la ii) Pampa Sur (PS). Los diferentes colores del mapa indican el número de potenciales SE provistos en cada zona.

## DISCUSIÓN

En este capítulo, se generó información del rol que un grupo abundante y diverso de fauna silvestre, como lo son los distintos gremios de aves rapaces, tienen en la provisión de potenciales SE utilizando modelos de aptitud de hábitat y sus funciones ecológicas. Se pudo observar que la distribución de las especies responde de manera diferente frente a los distintos usos de la tierra, y como consecuencia, los SE asociados también dependen de la configuración y estructura del paisaje. Estos resultados apoyan la predicción planteada, la cual plantea que hay un mayor número de SE medidos por las aves rapaces en áreas más heterogéneas. La presencia de estas aves varía en función del tipo de ambiente, encontrando una mayor cantidad de especies en áreas más heterogéneas, y particularmente donde se mantiene una mayor proporción de ambientes originales. La relación entre el tipo de SE y las áreas



donde hay una mayor probabilidad de provisión del mismo está íntimamente relacionada con la composición de los gremios y los requerimientos ecológicos de las especies que los conforman.

Distintos estudios se han enfocado en la relación entre las aves rapaces y sus presas, teniendo en cuenta los beneficios que estas relaciones pueden proveer a las personas (Muñoz-Pedrerros et al. 2010, Carevic 2011). Por eso, los potenciales SE encontrados están íntimamente relacionados con el bienestar y la calidad de vida de las personas en zonas rurales. La lechuza del campanario, el taguató común y el milano blanco consumen grandes proporciones de roedores (*Akodon azarae*, *Oligoryzomys flavescens* y *Calomys* sp., entre otras) (Bellocq 1998, Leveau et al. 2002, Bó et al. 2007, Sarasola et al. 2010, Baladrón et al. 2011). Como se mencionó en el capítulo 2, muchas de las especies consumidas por estas rapaces, están infectadas con la bacteria *Leptospira*, son hospedadores del Hanta virus, causante del síndrome pulmonar severo o son vectores de otras enfermedades (Polop et al. 2003, Andreo et al. 2014, Lovera et al. 2017, Colombo et al. 2018, Ricardo 2018). Por lo que la depredación de estas especies podría estar generando un beneficio para las personas, al remover potenciales vectores de dichas enfermedades. En este gremio, es importante mencionar que la presencia de la lechuza del campanario fue registrada en MC en los censos nocturnos. Debido a que en PS no se muestreo por la noche, no se puede descartar la presencia de esta lechuza en la segunda área de estudio.

Cuatro especies, el chimango, el carancho, la lechucita de las vizcacheras y el halconcito colorado, tienen un alto consumo de insectos en sus dietas en la región Pampeana. Algunos ejemplos de insectos consumidos por este grupo son los gusanos blancos, las tucuras o los gorgojos de la familia Curculionidae (Biondi et al. 2005, Bó et al. 2007, Vargas et al. 2007, Cavalli et al. 2014), los cuales son consideradas importantes plagas de cultivos, causando reducciones significativas en los rendimientos del trigo y el girasol (Abadia et al. 2017, Casuso et al. 2017). Tradicionalmente, el control de estos insectos plagas se realiza con insecticidas, y el uso de los mismos ha aumentado a lo largo de los años (Bernardos y Zaccagnini 2011). Como consecuencia, se han registrado eventos de mortalidad masiva de rapaces en la región asociado al consumo de agroquímicos (Bernardos y Zaccagnini 2011). Por lo tanto, estas aves rapaces podrían ser consideradas “aliadas” de la producción e incluir este SE de control de insectos en los planes de manejo podría ayudar a reducir el uso de agroquímicos y/o hacer un uso más efectivo de los mismos, evitando así mortalidad de organismos no-blancos.

El control de plagas de aves se registró asociado solamente al gavilán planeador en áreas lejos de los cursos de agua y a altos porcentajes de ambientes naturales. Estas características se cumplen principalmente en el norte de MC, donde se encuentra un paisaje con altos porcentajes de áreas naturales (Fig. 3.8). Conclusiones similares fueron obtenidas en otros estudios, ya que se considera que esta especie habita principalmente ambientes de pastizal, y es por eso que sus poblaciones están siendo afectadas negativamente por las actividades agropecuarias (Leveau y Leveau 2002, Baladrón et al. 2017). El gavilán planeador es conocido por un alto consumo de aves paseriformes y colomiformes (como la torcaza, *Zenaidura macroura*) durante la temporada reproductiva (Bó et al. 1996). Las torcazas han sido acusadas de causar daños en cultivos de girasol, al alimentarse de los granos y al posarse en el

capítulo de la planta, haciendo que los granos caigan (Casuso et al. 2017). En base a esto, se han propuesto distintas alternativas para disminuir este conflicto, como la exclusión de las torcazas utilizando redes, métodos de ahuyentamiento, repelentes químicos o el control con armas de fuego (Canavelli 2009, Casuso et al. 2017). Sin embargo, no se ha evaluado el posible efecto que puede tener esta rapaz sobre sus poblaciones. Kross et al. (2011) encontraron que la introducción del halcón de Nueva Zelanda (*Falco novaeseelandiae*) disminuyó el daño producido por especies de aves paseriformes, que producían daños significativos en viñedos de dicho país. Esto no sólo les permitió realzar el rol ecológico del halcón en el control de aves, y traducirlo en un beneficio directo para la producción, sino también contribuir a la conservación de esta especie de predador (Kross et al. 2011). Particularmente en la región Pampeana, Bó et al. (1996) encontraron que el gavilán planeador consume especies de hábitos terrestres, sugiriendo que este gavilán no solo caza en los humedales, sino que también en los ambientes aledaños. Por eso, el mantenimiento de ambientes naturales cercanos a cultivos, podrían ser una manera de incrementar el control natural de las especies de aves que se alimentan de cultivos, aumentando los ambientes óptimos para esta rapaz.

El control de moluscos estuvo relacionado con la ocurrencia del caracolero, una especie migratoria que forma colonias reproductivas (Narosky y Di Giacomo 1993, Olguin et al. 2017). Esta especie se encuentra entre la primavera y el otoño en la región, alimentándose en humedales permanentes y temporales en la región Pampeana (Bó et al. 2007, Mapelli y Kittlein 2011). En este estudio, en base a los HSM se encontró que la presencia de esta especie está vinculada a ambientes con alto porcentaje de campos ganaderos, lejos del curso de agua y de la ciudad más cercana, y en zonas con altos porcentajes naturales, particularmente humedales. La baja profundidad de los humedales y la vegetación escasa son características de los ambientes utilizados por la especie, ya que ofrecen una mayor disponibilidad de presas y una mejor capacidad de detección de las mismas (Sykes 1987, Bergmann et al. 2013). En relación con esto, es importante resaltar que entre junio y diciembre de 2017 hubo un exceso de precipitaciones (más de 300 mm que en los últimos 16 años) en MC (Abbate y Carpaneto 2018). Por lo tanto, y en base a inundaciones de años previos, es esperable que los humedales permanentes hayan saturado su capacidad de almacenamiento de agua, aumentando su profundidad, y como consecuencia, inundando áreas lindantes de baja profundidad (Vázquez et al. 2009). Estas características se cumplen en el noreste de la cuenca, una zona baja con escasa pendiente. El caracolero es uno de los especialistas más extremos entre las aves rapaces, alimentándose casi exclusivamente de moluscos de agua dulce del género *Pomacea* (Bergmann et al., 2013; Bó et al., 2007; Mapelli and Kittlein, 2011). Algunos de los caracoles de este género se han convertido en importantes plagas, que se encuentran en diferentes países alrededor del mundo, especialmente el caracol manzana (*Pomacea canaliculata*) (Horgan et al. 2012). Los principales daños a los cultivos se reportan en brotes y plántulas en siembra directa de arroz (*Oryza sativa*) en países invadidos y nativos (Horgan et al. 2012, 2014, Horgan 2017). En Argentina todavía no se han registrado daños a cultivos comerciales (<https://www.sinavimo.gov.ar/>), pero Horgan (2017) reporta daños en cultivos de arroz en el sur de Brasil producidos por moluscos nativos de este género,

y resalta que esta región geográfica se solapa con el rango de distribución del caracolero. Es por eso, que fomentan la inclusión del SE de control de plagas asociados a esta especie de rapaz en el control biológico de los moluscos, promoviendo la biodiversidad y las funciones ecosistémicas (Horgan 2017). A su vez, en Ecuador, se han reportado pérdidas económicas importantes por la invasión de este molusco, y los productores de la zona consideran al caracolero como un predador beneficioso (Horgan et al. 2014). En base a esto, no solo dejaron de cazarlo, sino que también mantienen sitios de “perchas” y redujeron el uso de pesticidas, ya que lo asocian con una mayor mortalidad del caracolero (Horgan et al. 2014). En este sentido, los resultados encontrados en este capítulo ayudan a aumentar el conocimiento de los requerimientos del hábitat de esta especie y resaltan el potencial rol como controlador de plagas en agroecosistemas.

El último SE detectado es el de saneamiento ambiental, llevado a cabo por dos carroñeros facultativos, el chimango y el carancho, distribuidos ampliamente en ambas áreas de estudio. Las diferencias encontradas en los requerimientos de hábitat para estas especies entre los distintos usos de la tierra (asociación con áreas agrícolas y ganaderas) sustentan los comportamientos generalistas y oportunistas de las mismas frente a los ambientes dominantes de cada área de estudio. Ambas especies fueron observadas en la gran mayoría de los ambientes presentes en la región Pampeana en estudios anteriores (Travaini et al. 1995, Filloy y Bellocq 2007). La dieta de estas especies es amplia, por lo que este SE podría ser un beneficio secundario. El jote de cabeza negra (*Coragyps stratus*), una especie carroñera obligada que se distribuye en la región Pampeana, no se observó en este estudio en concordancia con estudios previos en la zona (Travaini et al. 1995, Baladrón et al. 2017). Algunos de los beneficios que pueden proveer los carroñeros al remover animales muertos fueron mencionados a lo largo de la tesis, y resaltan la importancia de fomentar la presencia de carroñeros obligados en los agroecosistemas (Whelan et al. 2008, Cortés-Avizanda et al. 2016, Sebastián-González et al. 2019).

En base a los HSM construidos se pudo determinar que el gavilán planeador y el caracolero tienen distribuciones más restringidas con requerimientos de hábitat que difieren en mayor medida de las condiciones generales del área de estudio. Debido a estos requerimientos de hábitat, estas especies pueden verse afectadas por el avance de la agricultura y el drenaje de los humedales y lagunas del área. El resto de las especies a pesar de presentar mayores distribuciones, también parecen ser sensibles a los disturbios humanos en el ambiente, como la homogenización del paisaje. En este sentido, estudios de abundancia de cada especie en función de estas variables ambientales permitirían un mayor entendimiento acerca de cómo la intensificación y fragmentación del paisaje afecta a cada una (Filloy y Bellocq 2007, Carrete et al. 2009). A su vez, la distancia a la ciudad más cercana presentó coeficientes de marginalidad altos para muchas especies, aunque su tolerancia varió considerablemente. Por lo tanto, el efecto de distintos grados de urbanización y gradientes urbano-rural merecen ser estudiados en mayor profundidad para las especie más tolerantes, como por ejemplo el chimango (Bellocq et al. 2008) y la lechucita de las vizcacheras (Rébolo Ifrán 2017).

Los mapas de *hotspots* de los potenciales SE desarrollados muestran la relevancia de hábitats naturales inmersos en paisajes agrícolas. El mantenimiento de paisajes heterogéneos es un factor clave para la promoción de la biodiversidad y los SE asociados a la fauna silvestre en agroecosistemas. Basado en el hecho de que los paisajes complejos con una alta proporción de hábitats naturales pueden fomentar la provisión de más SE al aumentar la diversidad y abundancia de depredadores naturales (Bianchi et al. 2006, Maas et al. 2016), estos resultados pueden ayudar a la integración de ambientes naturales dentro de una matriz agrícola. Similar a lo encontrado por Baladrón et al. (2017), los resultados de este capítulo sugieren que ambientes compuestos por relictos de ambientes naturales puede albergar más especies de rapaces y como consecuencia, más beneficios pueden proveerse. Estudios de ordenamiento territorial de paisajes rurales podrían enfocarse en evaluar como la ubicación de reservas naturales y humedales podrían amplificar los beneficios mediados por las aves rapaces a las actividades agropecuarias.

## CONCLUSIONES

Por medio de herramientas de modelado ecológico se buscó integrar el estudio de las aves rapaces y asociar sus funciones ecosistémicas con los SE. La metodología planteada es una buena herramienta para el modelado y el mapeo de la ocurrencia de especies y para vincular su distribución con la distribución potencial de los SE asociados a las mismas. A su vez, los resultados de este estudio contribuyen a la evaluación de los impactos a futuro, siendo una herramienta clave para sustentar decisiones (Dunford et al. 2017).

Las aves rapaces fueron utilizadas para aumentar el control biológico natural de especies perjudiciales en distintos lugares del mundo. En Nueva Zelanda, la introducción de una especie de halcón en viñedos se asoció con una disminución significativa en la abundancia de aves paseriformes introducidas y con una reducción en el número de uvas eliminadas en relación con viñedos sin halcones (Kross et al. 2011). Además, cajas-nido fueron colocadas como parte de un programa de control biológico de roedores plagas en Israel y España por la lechuza de campanario y cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*) (Meyrom et al. 2009, Jareño et al. 2011). Por lo tanto, al resaltar los potenciales SE asociados a las aves rapaces en el sudeste bonaerense, las comunidades rurales podrían adaptar nuevas prácticas para aumentar la presencia de estas especies en sus campos, como mantener sitios “percha” o dejar de cazarlas y perseguirlas. También se podrían plantear alternativas a escala de paisaje en donde se mantengan los ambientes naturales, promoviendo la heterogeneidad ambiental, y ayudando a la conservación de la fauna en agroecosistemas (Benton et al. 2003, Horgan et al. 2014). Estudiar los roles de las aves rapaces como proveedores de SE, podría ser un nuevo enfoque para aumentar su valoración y complementar las políticas de ordenamiento territorial, teniendo en cuenta los beneficios que estas aves pueden aportar a las actividades agropecuarias.

## CAPÍTULO 4

### Servicios ecosistémicos vinculados al zorro gris pampeano (*Lycalopex gymnocercus*)

#### INTRODUCCIÓN

Los conflictos entre los carnívoros y las actividades agropecuarias se amplifican debido a las modificaciones del hábitat original y la homogenización del paisaje, aumentando el solapamiento entre estas actividades y la fauna silvestre (Karanth y Treves 2003). Los carnívoros con dietas variadas y con requerimientos de hábitats más flexibles son las especies que más toleran las alteraciones humanas (Fedriani et al. 2001, Barocas et al. 2018). Sin embargo, su presencia en los agroecosistemas no significa que todos los requerimientos necesarios para asegurar la viabilidad de la población a largo plazo estén cubiertos (Ferreira et al. 2018). Por ende, para asegurar la coexistencia de especies de carnívoros con las actividades humanas, es importante entender e integrar información tanto de los conflictos como de los beneficios asociados a estas especies (Jiguet 2020). Los carnívoros cumplen importantes roles en la provisión de servicios ecosistémicos (SE) (Ćirović et al. 2016, Sarasola et al. 2016, Williams et al. 2018). Por ejemplo, se ha estudiado el rol como dispersor de semillas que tiene el zorro colorado (*Vulpes vulpes*) en España (Cancio et al. 2017), al igual que el puma en la región del Espinal (Sarasola et al. 2016). A su vez, se estudió el rol carroñero del chacal dorado (*Canis aureus*) en el saneamiento ambiental en distintos países de Europa (Ćirović et al. 2016) y el rol que cánidos, mustélidos, felinos y vivérridos ejercen en el SE de control de roedores en agroecosistemas africanos (Williams et al. 2018). Particularmente, el SE de control de pequeños mamíferos plagas está íntimamente relacionado con la distribución espacial y las variaciones estacionales de las especies que ejercen el control biológico (Burkhard y Maes 2017). A pesar de estos beneficios, la mayoría de los estudios hacen foco fundamentalmente en los conflictos que ocurren entre los carnívoros y las actividades humanas (Lozano et al. 2019).

El estudio de las variaciones espaciales y estacionales ayuda a determinar cómo las poblaciones son afectadas por los cambios en el uso de la tierra y la heterogeneidad del hábitat (Travaini et al. 2003, Nielsen et al. 2010). Estas modificaciones en el paisaje son factores que pueden medirse fácilmente con productos de sensores remotos de alta resolución (Jetz et al. 2019). La combinación de esta información con relevamientos poblacionales a campo de especies objetivos nos permite caracterizar los requisitos de hábitat de las mismas y predecir la densidad de una población (Carter et al. 2020). Los Modelos de Densidad de Superficie (DSMs por su nombre en inglés *Density Surface Models*) se basan en los muestreos de distancias, un método ampliamente reconocido para estimar la densidad animal considerando una detección imperfecta (Buckland et al. 2001). Los DSMs combinan los muestreos de distancias con técnicas de modelados espaciales para una determinada área (Miller et al. 2013), utilizando Modelos Generalizados Aditivos (GAMs) (Wood et al. 2016).

La mayoría de los estudios de las relaciones entre carnívoros y las actividades humanas hacen foco en grandes carnívoros, aun cuando hay evidencias que muestran que los meso y pequeños carnívoros también están inmersos en conflictos y que pueden generar beneficios para el hombre (Lozano et al. 2019). El zorro gris pampeano (*Lycalopex gymnocercus*; Fisher, 1814) es un cánido nativo de tamaño mediano que a escala global está presente en gran parte de Sudamérica (Bolivia, Paraguay, Uruguay, Brasil y Argentina) y a escala regional está presente a lo largo de toda la región Pampeana. Esta especie se encuentra inmersa en un conflicto histórico con las actividades agropecuarias y es acusado de depredar ganado doméstico y aves de corral, y como consecuencia, es perseguido activamente por los productores, sumado a la caza legal ejercida principalmente en invierno (Novaro y Funes 1994, Lucherini et al. 2004). Sin embargo, se ha prestado poca atención sobre el rol que tiene esta especie en la provisión de SE, como el control de especies plagas. Este zorro se ha adaptado a las modificaciones ambientales, y es un depredador generalistas con una dieta variable (Lucherini y Luengos Vidal 2008). Particularmente en la región Pampean su dieta incluye altas proporciones de especies de roedores que varían con la estación, siendo mayores en otoño-invierno (Farias y Kittlein 2008, Canel et al. 2016). A su vez, los zorros presentan variaciones estacionales en sus poblaciones asociadas a los nacimientos en primavera, dispersión de juveniles a inicios del otoño y mayores mortalidades en invierno (Redford y Eisenberg 1992, Lucherini et al. 2004, Lucherini y Luengos Vidal 2008, Giarratano y Kristensen 2012). Por otro lado, los roedores incluidos en la dieta de este cánido también presentan sus mayores abundancias en otoño-invierno debido a una mayor oferta de alimento en el período previo (Mills et al. 1991, González-Fischer et al. 2012). A su vez, alguna de estas especies de roedores se ven afectadas por las modificaciones en los usos de la tierra y las características intrínsecas del lugar (como por ejemplo la altura de la vegetación) (González-Fischer et al. 2017). Por ende, los posible efectos que un predador puede tener sobre las especies de roedores está condicionado según sus hábitats y sus comportamientos, como se observó para distintos depredadores en el norte de provincia de Buenos Aires (Guidobono 2013, Guidobono et al. 2016).

## **OBJETIVO, HIPÓTESIS Y PREDICCIONES**

Por lo tanto, el objetivo de este capítulo fue evaluar el potencial SE de Regulación y Mantenimiento del control de roedores asociado a una especie de carnívoro, tomando como caso de estudio al zorro gris pampeano integrando modelos de densidad espacial y la potencial distribución de sus principales presas en un área representativa de los ambientes presentes en el sudeste bonaerense, la cuenca de Mar Chiquita (MC). Para cumplir con este objetivo, se dividió el trabajo en tres:

- 1) Identificar las principales variables ambientales y de impacto humano que están afectando la densidad del zorro gris pampeano y producir mapas de densidad en función de los Modelos de Densidad de Superficie (DSMs) para la temporada reproductiva y no-reproductiva.

- 2) Construir mapas potenciales de distribución de las principales especies de roedores presentes en la dieta del zorro gris pampeano utilizando modelos espaciales de lógica difusa para ambas temporadas de estudio.
- 3) Construir mapas del potencial SE de control de roedores mediados por el zorro gris pampeano para cada temporada.

En este capítulo se plantearon tres hipótesis, con sus respectivas predicciones:

- 1.A) Hipótesis espacial: Los disturbios generados por las actividades humanas influyen de manera negativa sobre la densidad del zorro gris pampeano. A partir de esta hipótesis se predice, por un lado, una menor densidad de zorros en la proximidad a las áreas urbanas, ya que la caza y los disturbios frecuentes son más comunes entorno a infraestructuras humanas. Por otro lado, en términos de configuración del paisaje, se predice una mayor densidad de zorros en áreas con mayor disponibilidad de pastizales naturales y campos ganaderos, asociado a que son los ambientes con menos disturbios humanos.
- 1.B) Hipótesis temporal: La densidad de zorros disminuye entre la temporada reproductiva y la no reproductiva, prediciendo una menor densidad de zorros en la temporada reproductiva, que es después de los eventos de dispersión de juveniles y de mayor mortalidad poblacional.
- 2) Hipótesis de roedores: La presencia de las diferentes especies de roedores esta determinada por las características ambientales y los principales requerimientos de hábitat de las mismas. A partir de esta hipótesis, se predice una mayor presencia de roedores asociados a ambientes conservados en áreas con cobertura vegetal constante, y una mayor presencia de roedores vinculados a ambientes antropizados en zonas de cultivos y cerca de casas rurales.
- 3) En base a las hipótesis previas y a que el potencial SE de control de roedores está íntimamente relacionado con la distribución de zorros, se predice que el mayor control de roedores se encuentra en áreas asociadas ambientes naturales y dedicados a la ganadería, y en la temporada no reproductiva.

## **METODOLOGÍA**

### Especie en estudio

El zorro gris pampeano es un mamífero perteneciente al orden Carnivora y a la familia Canidae (Fig. 4.1) y se halla en gran parte de la Argentina (Lucherini et al. 2004). Distintos autores reconocieron a cinco subespecies, sin embargo, todavía se encuentran bajo discusión, y los límites geográficos de la distribución de cada una no son precisos (Lucherini y Luengos Vidal 2008). Es un cánido de tamaño

medio, que presenta variaciones geográficas en su tamaño corporal, aunque estas variaciones no han sido relacionadas con las subespecies descritas (Lucherini y Luengos Vidal 2008). Particularmente en la provincia de Buenos Aires, los machos son de mayor tamaño que las hembras (Luengos Vidal et al. 2009). Los machos pesan 5.95 kg en promedio y tienen un largo corporal (cabeza-cola) promedio de 68.3 cm, mientras que las hembras pesan 4.67 kg y miden 65 cm en promedio (Lucherini y Luengos Vidal 2008, Luengos Vidal et al. 2009).

Este zorro habita principalmente en ambientes abiertos y pastizales subhúmedos a secos (Luengos Vidal 2009), pero también es común en zonas de matorrales y bosques abiertos (Brooks 1992, Redford y Eisenberg 1992). A su vez, parece ser tolerante a los disturbios humanos, ya que se lo suele encontrar en campos agrícolas y con ganadería extensiva (Lucherini y Luengos Vidal 2008, Luengos Vidal 2009, Luengos Vidal et al. 2012).



**Figura 4.1:** Foto de un individuo adulto del zorro gris pampeano (*Lycalopex gymnocercus*)

El zorro gris pampeano forma parejas monógamas, pero en el 80-90% de los casos se encuentran individuos solitarios (Brooks 1992, Branch 1994). Las parejas suelen observarse en la época de apareamientos hasta que las crías abandonan la madriguera (Lucherini et al. 2004). El período de apareamiento en la región central de Argentina es desde agosto a octubre (Crespo 1971), los nacimientos ocurren desde octubre a noviembre y finalmente el período de cría o lactancia es desde noviembre a abril (Redford y Eisenberg 1992). Durante este último período el macho suele aprovisionar a la hembra y a los cachorros, que permanecen en la madriguera los primeros 3 meses de vida (Redford y Eisenberg



1992). Las hembras pueden aparearse a partir de los 8-12 meses de vida (Lucherini et al. 2004), a partir de la cual pueden tener camadas de entre 3-5 crías promedio, luego de gestación es de 2 meses aproximadamente (55-60 días) (Crespo 1971, Lucherini et al. 2004).

Al igual que la gran mayoría de los cánidos, este zorro es un carnívoro generalista oportunista. Su dieta muestra variaciones geográficas locales y estacionales que están relacionadas con las variaciones en la disponibilidad del alimento (Farias y Kittlein 2008). En la provincia de Buenos Aires se encontraron frecuencias altas de roedores en su dieta, pero también incluyen insectos, aves, frutas, carroña y basura (Birochio 2008, Farias y Kittlein 2008, Castillo et al. 2011, Canel et al. 2016). No se han reportado diferencias en los hábitos alimenticios en función del sexo (Lucherini et al. 2004), pero sí en función de la edad en el sur de la provincia (Castillo et al. 2011). Esta especie forrajea tanto de noche como de día, a pesar de que esta actividad se hace estrictamente nocturna en áreas con caza (Lucherini et al. 2004). En el sur de la provincia de Buenos Aires, se encontró que los zorros permanecen la mayor parte del tiempo descansando y que se encuentran más activos durante la noche y en segundo lugar en el atardecer (Araujo 2004, Lucherini y Luengos Vidal 2008). Se observó un pico de actividad entre las 21 y las 23 hs, mientras que los valores más bajos fueron entre las 5 y las 17 hs, siendo las hembras más activas que los machos (Luengos Vidal 2009).

En el sur de la provincia de Buenos Aires se halló una densidad poblacional de adultos de 1.5 zorros/km<sup>2</sup>, con un área de acción (*home range*) de  $2.13 \pm 1.37$  km<sup>2</sup>, encontrándose un área máxima de 3.7 km<sup>2</sup> en una zona agrícola-ganadera (Luengos Vidal 2009). A su vez, se estimó que la población estaba compuesta por 60% de adultos, 31% de juveniles y 6% de crías, y la proporción de sexos encontrada fue de 1.4:1 machos: hembras (Luengos Vidal 2009).

Esta especie tiene una longevidad de 2-3 años en la naturaleza (Crespo 1971) y existen diversas causas de mortalidad, desde causas naturales, patógenos y parásitos, atropellamientos hasta cacería y persecución (Fig. 4.2) (Lucherini et al. 2004, Lucherini y Luengos Vidal 2008, Giarratano y Kristensen 2012).

### Conflicto y estatus de conservación

En Argentina, esta especie fue históricamente perseguida por los productores, por ser considerada un depredador de animales domésticos, como aves de corral y corderos (Lucherini et al. 2004, Lucherini y Luengos Vidal 2008). Esta persecución consiste principalmente en colocar trampas cerca de los gallineros, cazarlos con armas de fuego y la colocación de veneno (Obs. Pers.). Por otro lado, la piel fue comercializada durante muchos años, representando un ingreso constante para los productores (Lucherini et al. 2004, Giarratano y Kristensen 2012). Las pieles eran exportadas, sin embargo a partir de 1980 la demanda disminuyó considerablemente (Novaro y Funes 1994). Hoy en día la caza es autorizada por los organismos gubernamentales de cada provincia y dentro de ellas, en cada partido,

por lo que el cupo de zorros cazados varió a lo largo de los años. Por ejemplo, en el año 2001 en la provincia de Buenos Aires, según el Decreto Ley 10081/83 se autorizó la “caza plaguicida” en toda época sin límite con el propósito de controlar una especie perjudicial o dañina, mientras que en el 2007 y 2008 el cupo de caza fue 17000 individuos (Disposición 133-2007 y 9-2008 del Expediente N° 2222 respectivamente). Hasta el momento, en el 2013, se realizó la última autorización para cazar en la provincia con un cupo de 16000 ejemplares (Disposición 25-2013). A pesar de esta regulación, la caza ilegal y la persecución por parte de los productores sigue ocurriendo (Obs. Pers.) (Fig. 4.2).



**Figura 4.2:** Individuos de zorro gris pampeano (*Lycalopex gymnocercus*) cazados y atropellados en el área de estudio

El zorro gris pampeano es abundante o común en gran parte de su distribución y en la categorización de los mamíferos de Argentina del 2019, según su riesgo de extinción, se encuentra como de “Preocupación menor” (Luengos Vidal et al. 2019), al igual que la Lista Roja de especies amenazadas de la IUCN (Lucherini 2016). A nivel internacional se encuentra en el Apéndice II de CITES (*Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres*), que incluye especies cuyo comercio debe controlarse a fin de evitar una utilización incompatible con su supervivencia (<https://www.cites.org/eng/app/appendices.php>).

### Área de estudio

El trabajo de campo correspondiente a este capítulo se llevó a cabo en la cuenca de Mar Chiquita (MC) (descripción del área de estudio en el Capítulo 3), ya que la misma presenta una buena representación de los distintos ambientes y usos de la tierra dominantes del sudeste bonaerense (Barral 2015, Zelaya et al. 2016). Al encontrarse áreas de cultivos, ganaderas y también ambientes naturales,

como sierras, humedales y relictos de pastizales, fue posible evaluar los efectos de los distintos tipos de ambientes en la densidad del zorro.

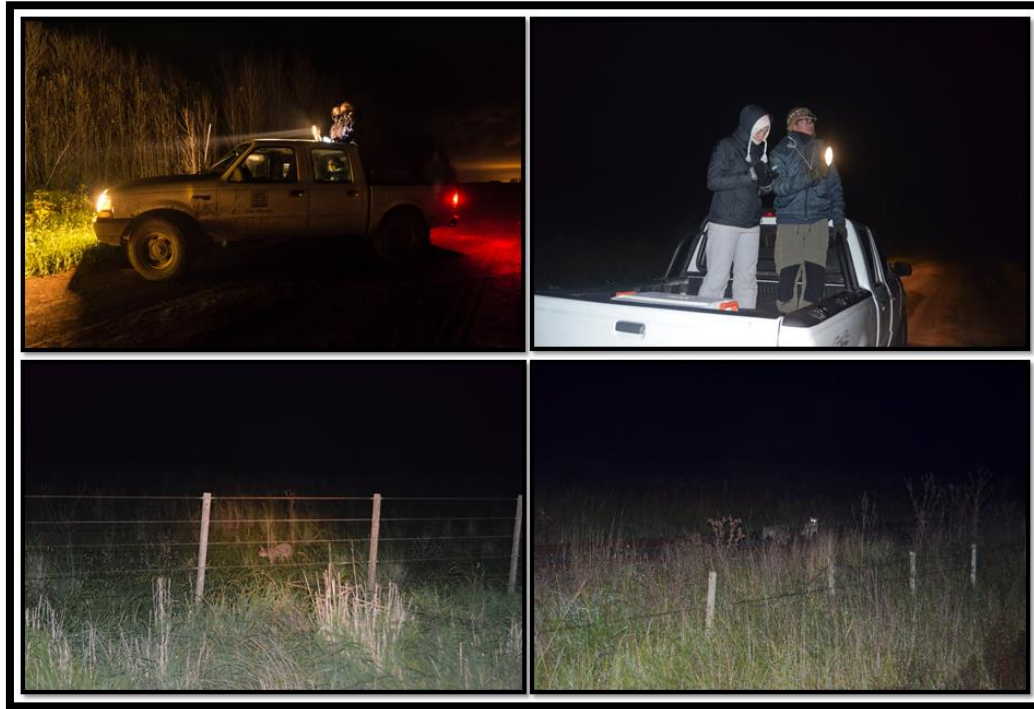
### Recolección de datos

Se realizaron censos nocturnos con un reflector siguiendo la metodología de transectas lineales (Buckland et al. 2001), la cual fue utilizada con éxito para estimar densidades de otras especies de zorros (Heydon et al. 2000, Ruelle et al. 2003, Obber et al. 2018). Como se explicó en el capítulo 3, se consideró una estratificación del área de estudio en base a los ambientes principales (cultivos y campos ganaderos) en función de un trabajo previo (Barral 2015) y se establecieron las transectas a muestrear, utilizando una capa vectorial de caminos en donde se seleccionó al azar distintos tramos de los caminos vecinales. Esta metodología se llevó a cabo durante dos años consecutivos (2016-2017) en la temporada no-reproductiva (marzo-abril) y en la reproductiva (septiembre-octubre). Se recorrieron 514 km en cada muestreo en 45 transectas, las cuales tuvieron diferentes largos. Para lograr una independencia entre ellas, teniendo en cuenta el área de acción del zorro, se utilizaron transectas ubicadas por lo menos a 5 km de distancia.

Los censos fueron realizados desde la caída del sol hasta las 1.00 am, con una camioneta a una velocidad máxima de 20 km/hs. Cuando se presentaron malas condiciones climáticas, como lluvia, niebla o mucho viento, el muestreo se canceló. Los equipos de trabajo estuvieron compuestos por un conductor y dos observadores, quienes viajaban parados en la caja de la camioneta, a 1.5 m del suelo (Fig. 4.3). Los observadores escaneaban ambos lados del camino con un reflector de mano con una potencia de 2 millones de candelas, mientras que el conductor observaba el camino (Fig. 4.3). Se seleccionó esta metodología debido al ambiente abierto de la región, y porque permitió recorrer mayores distancias en el menor tiempo posible (Buckland et al. 2008). Cuando se avistaba un zorro (ojos brillantes característicos, Fig. 4.3), se frenaba la camioneta y los observadores tomaban la distancia de la posición inicial del individuo, o el centro del grupo, y el ángulo entre el animal y la posición de la camioneta. La distancia fue calculada como el promedio de lo estimado por los dos observadores para evitar el redondeo de distancias. También se obtuvo el rumbo relativo con el norte, utilizando la brújula inercial de GPS. Estas medidas permitieron calcular las posiciones reales del individuo por trigonometría (Travaini et al. 2007). A su vez, se midió la temperatura, el viento, porcentaje de iluminación de la luna y el número de vehículos cruzados durante cada transecta (Tránsito). Toda esta información se recolectó en la PDA integrada con GPS (Mio Digi-walker P550) utilizando el software gratuito *Cybertracker* (<http://www.cybertracker.co.za/>).

Los miembros del equipo fueron entrenados para observar zorros a la noche y medir distancias. Sin embargo, durante los muestreos diurnos (Capítulo 3), donde se recorrieron los mismos caminos registrando los distintos ambientes (puntos de control), también se midieron las distancias desde el

centro del camino hasta el alambrado y hasta las casas, como puntos de referencia. A su vez, cuando los observadores no estaban 100 % seguros de que el animal observado era un zorro, se descartaba la observación.

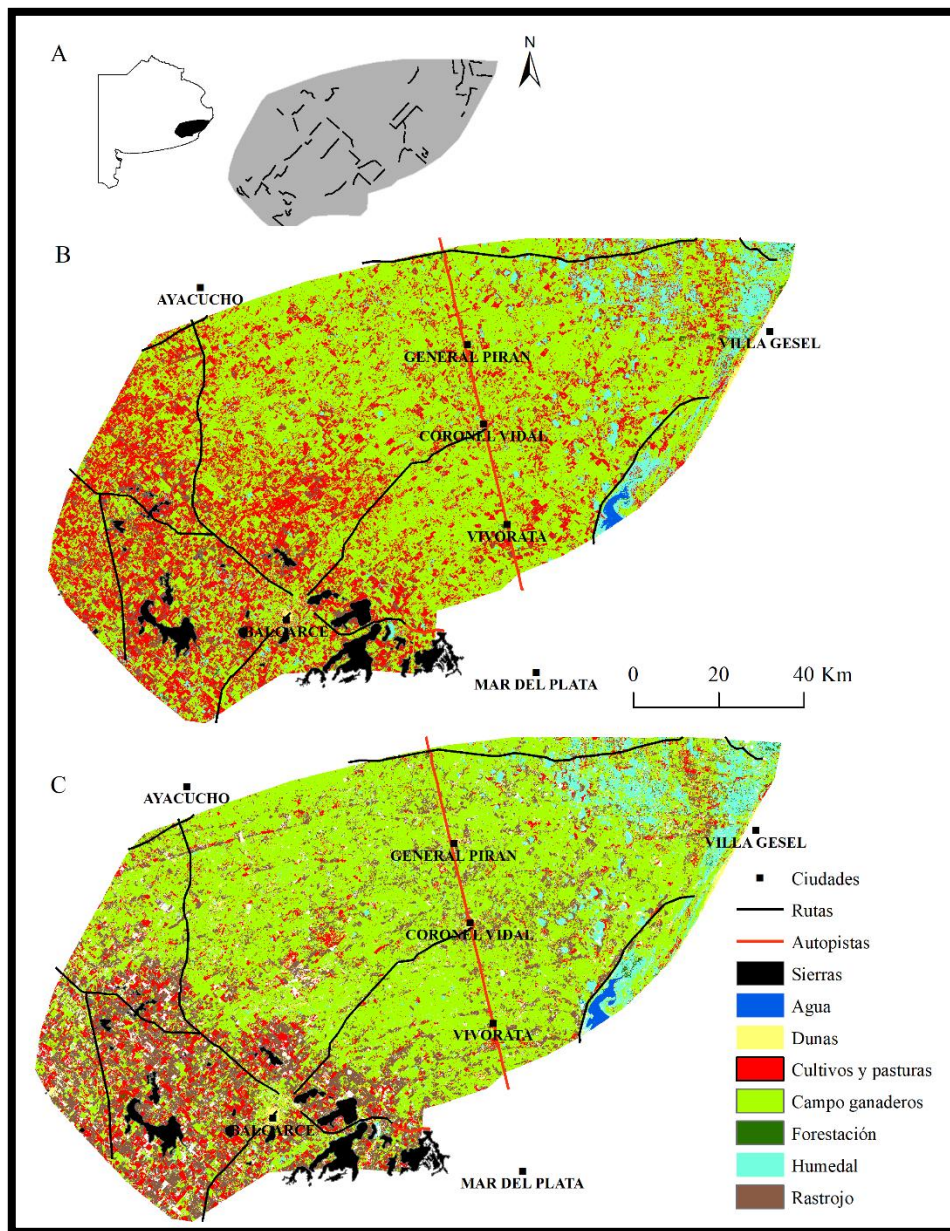


**Figura 4.3:** Censos nocturnos por caminos vecinales en la cuenca de Mar Chiquita y observación de individuos de zorro gris pampeano (*Lycalopex gymnocercus*) en el área de estudio.

#### Análisis de imágenes satelitales

Como se explicó en el capítulo 3, se construyó un mapa de cobertura de usos de la tierra utilizando imágenes satelitales y los puntos de control tomados en el campo en el programa IDRISI Selva (Eastman, 2012). Se utilizaron imágenes satelitales LANDSAT-8 (OLI, *Operational Land Imager*) correspondientes a la sección 224-86 (*path-row*) del 20 de marzo de 2016 para la temporada no-reproductiva y del 1 de diciembre de 2016 para la reproductiva (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Para construir estos mapas, se utilizó la combinación de bandas sugeridas (LANDSAT-8, 6-5-4) para la mejor observación de paisajes agrícolas. Se realizó una clasificación supervisada (Campbell 2002) para cada temporada, y se evaluaron con el índice Kappa (Rosenfield y Fitzpatrick-Lins 1986). Se caracterizó el área de estudio en 7 ambientes: cultivos, rastrojo, campos ganaderos, humedales, forestación (bosques implantados), dunas y agua (agua libre dulce y el mar) (Fig. 4.4). Finalmente, se solapó el mapa de cobertura de uso de la tierra con una máscara de las sierras de Tandilia. A partir de este análisis,

se obtuvo para la temporada no-reproductiva un valor general del estadístico Kappa de 0.95 y para la reproductiva un valor de 0.74 (Apéndice D).



**Figura 4.4:** A) Cuenca de Mar Chiquita en la provincia de Buenos Aires, Argentina, y la ubicación de las 45 transectas realizadas. Mapas de cobertura de uso de la tierra considerados en este capítulo para: B) temporada no-reproductiva y C) temporada reproductiva.



## Variables espaciales

Se consideraron 23 potenciales variables espaciales, que fueron agrupadas en tres categorías: de paisaje, de impacto humano, y ambientales (Tabla 4.1). Dado que la percepción del paisaje por parte de los animales generalmente está relacionada con los patrones de movimientos diarios, se tuvo en cuenta el rango máximo del área de acción registrado para la especie en un área agrícola-ganadera de la región Pampeana (Luengos Vidal 2009). Las variables de paisaje fueron obtenidas a partir del mapa de usos de la tierra con el software *Fragstats* (McGarigal et al. 2012), donde se determinó un radio de 1.2 km y se calcularon tres índices de paisaje: riqueza relativa de parche (RPR), densidad de borde (ED\_ambiente) y porcentaje de cada categoría (%\_ambiente) (Tabla 4.1). La primera variable (RPR) está asociada con cuan rico en tipos de ambientes es el parche donde habita la especie en estudio. La densidad de borde hace referencia a la cantidad de perímetro de un ambiente respecto al área total del paisaje, y está relacionada con el tamaño de parche y la cantidad de borde creado por esos parches. Finalmente, el porcentaje de cada ambiente está relacionado por un lado con el posible efecto diferencial que puede tener cada ambiente sobre el zorro, ya que esta variable nos permite identificar el tipo de ambiente presente en el área de acción del zorro. Por otro lado, porcentajes más pequeños hacen referencia a que el área de acción del zorro tiene presente una mayor cantidad de ambientes.

Como variables de impacto humano se consideraron la densidad de rutas (DR), calculada como la suma ponderada del número de cada tipo de caminos (Ec. 1) siguiendo a Carroll et al. (2001) y la densidad del ganado. A su vez, se construyó un SIG en ArcGIS, donde se tuvieron en cuenta la distancia a la ciudad, pueblo, forestación implantada, ruta pavimentada y las vías del tren más cercanas (Tabla 4.1).

$$Ec.1 \quad DR = N^{\circ} \text{ autopistas } \times 4 + N^{\circ} \text{ rutas } \times 3 + N^{\circ} \text{ caminos consolidados } \times 2 + N^{\circ} \text{ caminos de tierra } \times 1$$

Por otro lado, se consideraron como variables ambientales la distancia al cuerpo de agua, arroyo y sierra más cercana y la distancia a la Reserva de Biósfera de Mar Chiquita (Tabla 4.1). También se tuvo en cuenta variables topográficas como la altitud y la pendiente del terreno, obtenidas del radar topográfico (SRTM, por sus siglas en inglés *Shuttle Radar Topography Mission*, <http://www2.jpl.nasa.gov>) (Tabla 4.1). Por último, se tomó en cuenta el índice de vegetación de diferencia media normalizada (NDVI) (<http://modis-land.gsfc.nasa.gov/vi.html>). Todas las variables fueron proyectadas en utm 21s.

Para evaluar la multicolinealidad entre las variables antes de introducirlas en los modelos, se llevó a cabo un análisis de correlación de Pearson por pares. Para ello, se consideró que dos variables estaban correlacionadas entre sí cuando el coeficiente de correlación ( $R_s$ ) era  $> 0.65$  (Schroeder et al. 2014,

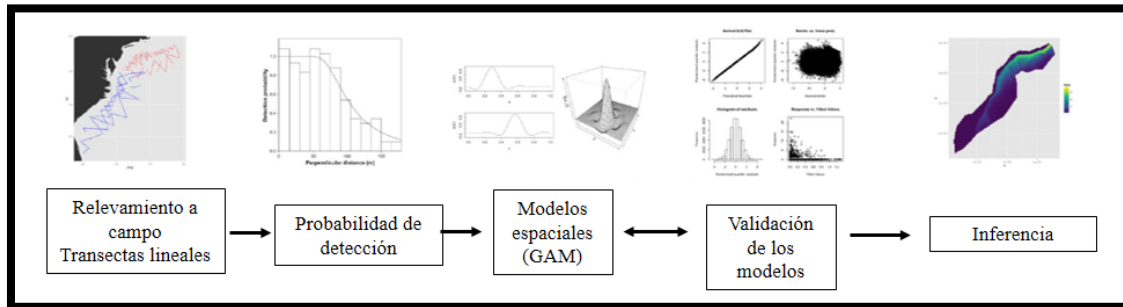
Panebianco 2019). Se tomaron en cuenta variables con un claro significado ecológico para la especie (Austin 2007), pero en el caso de encontrar variables correlacionadas, se evaluó el efecto de ambas por separado.

**Tabla 4.1:** Variables espaciales consideradas en los análisis del zorro gris en la Cuenca de Mar Chiquita. \*Variables incluidas en los DSMs.

Grupo	Variable	Descripción
Paisaje	ED_cultivo	Densidad de borde (m/ha) de categoría de ambiente.
	ED_ganadería	
	ED_humedal	
	ED_rastrojo	
	%cultivo*	Porcentaje de cada categoría de ambiente en cada celda
	%ganadería	
	%humedal	
	%rastrojo*	
	RPR	Riqueza Relativa del Parche: porcentaje de la riqueza potencial máxima dada una categoría de parche
	Impacto humano	d_Ciudad*
d_Pueblo*		Distancia euclidiana al área urbana más cercana con $<2000$ habitantes.
d_Forestación		Distancia euclidiana a la forestación implantada más cercana
d_CaminoPav*		Distancia euclidiana al camino pavimentado más cercano
d_Tren		Distancia euclidiana a las vías ferroviaria más cercana
DR*		Densidad de caminos (Ec. 1)
Ganado		Densidad de ganado
Ambientales	Pendiente	Pendiente del terreno (porcentaje)
	Altitud	Elevación media sobre el nivel del mar (metros)
	NDVI*	Valor promedio de NDVI
	d_MC*	Distancia euclidiana a la Reserva de la Biosfera Mar Chiquita.
	d_CuerpoAgua*	Distancia euclidiana al cuerpo de agua natural más cercano
	d_CursoAgua*	Distancia euclidiana al curso de agua más cercano
	d_Sierra	Distancia euclidiana a la sierra más cercana

## Modelos de Densidad de superficie

Para estimar la densidad del zorro gris pampeano se utilizaron Modelos de Densidad de Superficie (DSMs), siguiendo con el enfoque de dos pasos planteado por Miller et al. (2013) (Fig. 4.5).



**Figura 4.5:** Pasos a seguir de los Modelo de Densidad de Superficie (DSMs) (Figura modificada de Miller et al. 2013).

### *Probabilidad de detección*

En un primer lugar, se ajustó una función de detección  $g(y)$  a los datos de distancia tomados en cada muestreo de manera independiente. El modelo de detección asume que todos los individuos que se encuentran a distancia cero (sobre la transecta) son detectados, y que la detectabilidad disminuye a mayores distancias de la transecta (Buckland et al. 2001). Para ello, se utilizó el ángulo y la distancia al observador, obtenidos durante los muestreos para calcular la distancia perpendicular entre el individuo y la transecta, que luego se utilizó para estimar la función de detección. Para cada muestreo, se observó la distribución de los datos a lo largo de las distancias y se decidió remover entre el 5-10% de los valores más extremos de cada uno (Thomas et al. 2010). La distancia de truncamiento resultó ser en todos los casos de 120 m. A su vez, se analizaron los efectos de distintas variables del censo (temperatura, viento, porcentaje de iluminación de la luna y tránsito) y variables de configuración del paisaje que podían estar afectando la detectabilidad (porcentaje de cultivos, campos ganaderos y rastrojo, y pendiente). Para encontrar el modelo que mejor describa lo observado, es decir que se ajuste mejor a los datos, se evaluaron distintas funciones claves (uniforme, semi-normal y tasa de riesgo) con sus respectivos términos de ajustes. Se utilizó el Criterio de Información de Akaike (AIC) para seleccionar el mejor modelo (Anderson y Burnham 2002), y los histogramas de frecuencia de distancias y los gráficos de Q-Q de los modelos competitivos fueron explorados visualmente (Buckland et al. 2001, Thomas et al. 2010). Todos estos análisis se realizaron utilizando el paquete de *Distance (ds)* (Miller et al. 2013) en R studio (R Development Core Team 2017). La función de detección seleccionada para cada muestreo fue utilizada para la construcción de los modelos de densidad de superficie.



### *Modelos espaciales GAM*

Siguiendo a Miller et al. (2013) se dividió cada transecta en segmentos de 2000 m, consiguiendo un total de 257 segmentos. El largo de cada uno de ellos varió en base al largo de la transecta original ( $1975 \pm 121$  m). Consecuentemente, cada observación fue asignada al segmento correspondiente según la ubicación de los mismos utilizando el ArcGIS.

Debido a que los modelos finales de detección no incluyeron ninguna variable (selección del modelo nulo en donde la detección varió únicamente en función de la distancia a la transecta), se estimó el número de zorros (variable respuesta) por segmento utilizando el método de conteo (Hedley y Buckland 2004). Para determinar qué variables podían afectar el número de zorros, se ajustaron GAMs (Hastie y Tibshirani 1990) usando tres distribuciones respuesta (binomial negativa, Tweedie y quasi-Poisson). A su vez, se utilizó el método *Restricted Maximum Likelihood* (REML) para la selección de los términos suavizados (función suavizada de cada variable llamada *smooth*) (Wood 2011), que permiten modelar la relación entre las variables y la respuesta de una manera flexible. Cuando los grados de libertad efectivos (EDF) de cada variable eran 1, se consideró la variable como lineal (Miller 2015). Las variables de cada modelo se seleccionaron teniendo en cuenta el p-valor ( $> 0.05$ ) y la disminución de la devianza explicada al remover cada variable (Marra y Wood 2011, Miller et al. 2013). Finalmente, la selección de los mejores modelos se realizó en base a la devianza explicada (Miller 2015), y teniendo en cuenta el principio de parsimonia, gráficos diagnósticos de residuos y los valores de AIC. Para todos los modelos analizados, se evaluó el grado en el cual un término podía ser explicado por otro ("concurvinity") y en el caso de encontrar valores altos ( $> 0.65$ ) se volvió a ejecutar la selección de variables sacando una de las variables problemáticas. Finalmente, para los modelos seleccionados, se evaluó gráficamente las variables significativas no-lineales. Los DSMs se realizaron usando el paquete *dsm* (Miller et al. 2013) en Rstudio.

### *Validación de los modelos*

A partir de los mejores modelos de cada temporada, y para cada uno de ellos, se estimó el coeficiente de variación (CV) total del modelo combinando la incertidumbre de los GAMs y de la función de detección. A su vez, se evaluó la autocorrelación de los residuos utilizando la función *dsm.cor* del paquete *dsm*.

### *Inferencia*

Para realizar las predicciones espaciales y construir los mapas de densidad, se omitieron del área de estudio original las zonas urbanas y peri-urbanas, el mar y regiones fuera del espacio ambiental del modelo, obteniendo una grilla de 3245 celdas de  $4 \text{ km}^2$ . La abundancia total de zorros en el área de

estudio fue estimada como la suma del número de zorros estimados en cada celda por el DSM seleccionado de cada temporada (no-reproductiva y reproductiva).

#### Mapas de lógica difusa de especies de roedores

Se identificaron las principales especies de roedores incluidos en la dieta del zorro gris pampeano reportadas en la bibliografía para el área de estudio y/o en zonas agrícolas-ganaderas cercanas (Farias y Kittlein 2008, Canel et al. 2016) (Tabla 4.2). A su vez, por medio de una búsqueda bibliográfica, se identificaron los principales requerimientos de hábitat de cada especie y los efectos negativos que estos roedores causan sobre la salud humana y/o las actividades agropecuarias (Tabla 4.2).

**Tabla 4.2:** Especie, identificación de efectos adversos para el hombre y las actividades agropecuarias, y los principales requerimientos hábitat de cada especie de roedor identificado en la dieta del zorro gris pampeano.

Especie	Efectos negativos	Hábitat
<i>Akodon azarae</i>	Infectado con el virus Pergamino del hantavirus y <i>Leptospira</i> spp. Se encontraron anticuerpos de <i>Brucella</i> spp. y quistes de <i>Taenia</i> spp. en el hígado (Lovera et al. 2017, Colombo et al. 2018)	Pastizales naturales, ambientes poco perturbados con cobertura vegetal constante (Mills et al. 1991, Busch et al. 2001, González-Fischer et al. 2012, 2017, Guidobono 2013, Fraschina et al. 2014)
<i>Oligoryzomys flavescens</i>	Hospedador de Lechiguanas y Hu39694 hantavirus, infectado con <i>Leptospira</i> spp. (Martinez et al. 2001, Polop et al. 2003, Lovera et al. 2017)	Pastizales naturales, ambientes poco perturbados con cobertura vegetal constante y cercano a cuerpos de agua (Mills et al. 1991, Busch et al. 2001, González-Fischer et al. 2012, Guidobono 2013, Fraschina et al. 2014)
<i>Calomys</i> sp. ( <i>C. musculinus</i> y <i>C. laucha</i> )	Reservorio del virus Junín y hantavirus (Polop et al. 2003, Seregin et al. 2014, Gómez Villafañe et al. 2019)	Presentes en áreas con disturbios antropogénicos y campos con cultivos (Mills et al. 1991, Hodara y Busch 2010, González-Fischer et al. 2012, 2017, Guidobono 2013)
<i>Mus musculus</i>	Infectados con <i>Leptospira</i> spp., <i>Toxoplasma gondii</i> y <i>Trichinella</i> spp. Se hallaron larvas de <i>Taenia taeniaeformis</i> y anticuerpos de <i>Brucella</i> spp. Potencial rol como hospedador intermediario de <i>Neospora caninum</i> . Daños a estructuras en casas rurales y consume alimento almacenado (Polop et al. 2003, Seregin et al. 2014, Hancke y Suárez 2017, Lovera et al. 2017, Cavia et al. 2019, Dellarupe et al. 2019)	Áreas cercanas a granjas de gallinas y cercos, alrededor de casas rurales y cultivos (Mills et al. 1991, Miño et al. 2007, Fraschina et al. 2014, Cavia et al. 2019)

Se utilizaron modelos espaciales de lógica difusa para construir mapas de distribución potencial de cada especie de roedor en ArGIS (de ahora en adelante llamados “mapas de lógica difusa”). Debido a

la ausencia de datos de presencia de las principales especies consumidas por el zorro gris pampeano para el área de estudio, el enfoque de lógica difusa nos permitió convertir la información de los requerimientos de hábitat de las especies obtenida de la bibliografía, en un modelo espacial numérico para predecir la ubicación potencial de estas especies de roedores (mapas de lógica difusa). Este enfoque se base en utilizar el conocimiento publicado en estudios previos sobre una característica de interés que se quiere proyectar en el espacio cuando no hay datos, o los mismos no son precisos, permitiendo convertir esta información en un modelo espacial numérico (Raines et al. 2010). La metodología de lógica difusa incluye la incertidumbre en estudios espaciales, sin tener que hacer una clasificación “dura” (cuantitativa) a partir del modelado ecológico (Weyland et al. 2012, Akay y Taş 2020, Dias et al. 2020). La lógica difusa reemplaza el límite definido entre clases con el concepto de pertenencia o membresía difusa (*Fuzzy membership*), el cual difiere de una probabilidad que es la posibilidad de que ocurra un evento (Hattab et al. 2013, Dias et al. 2020). De esta manera se puede captar el razonamiento sobre características o eventos que no son del todo verdaderos o falsos, mientras que la probabilidad se ocupa de hacer predicciones sobre eventos basados en datos (Hattab et al. 2013). El grado de membresía difusa determina el grado de que un elemento pertenecer a cada categoría, y se expresa en valores de 0-1 (Weyland et al. 2012). Se asigna un valor de membresía de 0 al valor de umbral más bajo y un valor de 1 al valor de umbral más alto. Estos modelos se han utilizado para estudiar la ocurrencia de amenazas como el riesgo de tormentas (Akay y Taş 2020), la distribución, abundancia y riqueza de especies de fauna (Bock y Salski 1998, Barbosa y Real 2012, Barral et al. 2012, Weyland et al. 2012) y en la identificación de área prioritarias para la conservación de especies marinas (Dias et al. 2020).

Por lo tanto, para construir los mapas de lógica difusa de las especies de roedores, se prepararon capas de variables ambientales que mejor representaban los principales requerimientos de hábitat encontrados (Tabla 4.3). Estas variables fueron transformadas en valores de membresía difusa con un algoritmo lineal, por lo que cada celda en el mapa tenía un valor entre 0-1 (ESRI 2020a). Luego, se corrió un análisis de superposición difusa (*Fuzzy overlay*) de los mapas de membresía de las variables para cada especie, aplicando distintas combinaciones de las diferentes variables para cada especie y grupo de roedor según los requerimientos de hábitat (Tabla 4.4) (ESRI 2020b). Finalmente, teniendo en cuenta los principales requerimientos de hábitat de las especies de roedores, se definieron dos grupos. El primero estuvo compuesto por *Akodon azarae* y *Oligoryzomys flavescens*, como especies principalmente asociadas a ambientes poco perturbados con cobertura vegetal constante (bordes de camino y vías del tren, campos ganaderos con vegetación, y relictos de ambientes naturales conservados). En función de la bibliografía consultada, *Akodon azarae* presenta una marcada preferencia por ambientes poco perturbados, como los borde de los cultivos y de caminos, pastizales y vías de tren (Bilenca y Kravetz 1995, Hodara y Busch 2010, Guidobono 2013, Fraschina et al. 2014). A su vez, en invierno en la Pampa Deprimida se lo encontró asociado a campos ganaderos (González-Fischer et al. 2017). Estos autores determinaron que en esta región, *Akodon azarae* era la especie dominante en campos ganaderos, y estaba ausente en cultivos (González-Fischer et al. 2017) o era poco

abundante (Guidobono 2013). Las variables que contribuyen a determinar su presencia están relacionadas principalmente con las características de estos ambientes, como la altura y cobertura de la vegetación (Mills et al. 1991) y también puede estar asociado a una mayor proporción de vegetación verde e invertebrados (Ellis et al. 1998). Con respecto a *Oligoryzomys flavescens*, esta especie se encontró asociada principalmente a bordes de pasturas, vías de tren y en ambientes ribereños (Pardiñas et al. 2004, Fraschina et al. 2014). Ambas especies se encontraron poco representadas en cultivos (Mills et al. 1991, Guidobono 2013, González-Fischer et al. 2017) y asociadas en elementos lineales del paisaje con cobertura vegetal (Mills et al. 1991).

El segundo grupo estuvo conformado por *Calomys* sp. (*C. musculinus* y *C. laucha*) y *Mus musculus* vinculados principalmente con ambientes más perturbados o con un mayor influencia antrópica. Las especies de *Calomys* sp. fueron las especies dominantes capturadas en distintos cultivos (Mills et al. 1991, Bucsh y Kravetz 1992, Hodara y Busch 2010). Puntualmente, González-Fischer et al. (2017) encontraron que *C. laucha* fue la especie dominante en cultivos y se encontraba ausente en campos ganaderos en la Pampa Deprimida. A su vez, en un estudio de escenarios futuros, Fraschina et al. (2014) resaltaron que ambas especies de *Calomys* sp. aumentarían su representación frente al incremento de lotes de cultivos. La última especie considerada en esta tesis fue *Mus musculus*, que está presente principalmente en granjas y cerca de casas rurales (Mills et al. 1991, Busch y Kravetz 1992, Fraschina et al. 2014). A su vez, se la consideró como la especie más abundante en cultivos en la Pampa Austral y ausentes en campos ganaderos (González-Fisher et al. 2017). Es importante aclarar, que más allá de los efectos negativos que esta especie puede tener en las personas, en los cultivos no alcanza densidades tan altas como para ser considerada plaga, probablemente por la competencia con otros roedores autóctonos, pero si lo hace en granjas y casas rurales (Busch et al. 2005, Miño et al. 2007, Cavia et al. 2019).

Por lo tanto, y siguiendo con lo propuesto por González-Fisher et al. (2017), quienes consideran a *A. azarae* como especialista en cuanto a la selección del hábitat, y las similitudes encontradas con *O. flavescens* planteadas previamente, mientras que *Calomys* sp. y *M. musculus* son consideradas generalistas en cuanto a la selección del hábitat y más abundantes en cultivos, estas especies fueron incluidas en el primer y segundo grupo respectivamente. En función de estos grupos, se sumaron los mapas de lógica difusa de las especies de cada grupo, considerando los pixeles con una membresía difusa  $> 0.33$ .

**Tabla 4.3:** Variables espaciales consideradas modelos de lógica difusa de las especies de roedores en la cuenca de Mar Chiquita.

Grupo	Variable	Descripción
Áreas naturales	Bordes de camino + Vías de tren + Humedales y Sierras	Buffer de 250 m alrededor de cada ruta/camino y de las vías del tren Celdas de 250 m x 250 m ocupadas por humedales, sin el área de agua libre, y por sierras (obtenido del mapa de cobertura del uso de la tierra, Fig. 4.4).
	Proximidad a cursos de agua	Distancia euclidiana al curso de agua más cercano
	Infraestructura rural	Celdas de 250 m x 250 m ocupadas casas, granjas, puestos y almacenes con un buffer de 250 m
Paisaje	Cultivos Campos ganaderos Rastrojo	Celdas de 250 m x 250 m ocupadas por cada categoría de ambiente (cultivo, campos de ganaderos y rastrojo, obtenido del mapa de cobertura del uso de la tierra, Fig. 4.4)

**Tabla 4.4:** Combinación de las diferentes variables para cada especie y grupo de roedor según los requerimientos de hábitat, utilizados para la construcción de los Mapas de lógica difusa.

Grupo	Especie	Lógica difusa
Asociados a ambientes naturales	<i>Akodon azarae</i>	(Áreas naturales) AND (Áreas sin cultivos OR rastrojo) AND (Campos ganaderos)
	<i>Oligoryzomys flavescens</i>	(Campos ganaderos AND Áreas cercanas a cursos de agua) AND (Áreas naturales AND Áreas cercanas a cursos de agua) AND (Áreas sin cultivos OR rastrojo)
Asociados a ambientes perturbados	<i>Calomys sp. (C. musculinus y C. laucha)</i>	(Cultivos) AND (Áreas sin rastrojo OR Campos ganaderos)
	<i>Mus musculus</i>	(Cultivos) AND (Áreas sin rastrojo) AND (Áreas con infraestructura rural)

#### Mapas del servicio ecosistémico de control de roedores

Para identificar áreas prioritarias del potencial control de roedores, se solaparon estos mapas de lógica difusa con los mapas DSMs construidos con la densidad de zorros para la temporada reproductiva y no reproductiva.

## RESULTADOS

### Modelos de Densidad de Superficie

Se registraron en promedio  $165 \pm 21$  zorros incluyendo todos los muestreos (Tabla 4.5). En base al esfuerzo de muestreo (km recorridos) y al número de contactos, se obtuvo en promedio una tasa de encuentro de  $0.3 \pm 0.04$  contactos/km (Tabla 4.5).

**Tabla 4.5:** Número de individuos de zorro gris pampeano observados durante la temporada no (NR) reproductiva y reproductiva (R) de 2016 y 2017 en la cuenca de Mar Chiquita.

Muestreo	N° zorros		N° contactos (n)		Tamaño medio de grupo		N° transectas		Esfuerzo de muestreo (km)		Tasa de encuentro (n/km)	
	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017	2016	2017
NR	168	165	138	139	1.75	1.15	45	41	514	469	0.27	0.30
R	189	138	170	121	1.11	1.14	44	40	488	438	0.35	0.28

### *Probabilidad de detección*

El número de observaciones en cada muestreo fue lo suficientemente grande para permitir estimar la función de detección de manera independiente para cada uno. La tabla 4.4 resume los mejores modelos de detección puestos a prueba para determinar la función de detectabilidad del zorro en cada muestreo. La función que mejor se ajustó a los datos fue la semi-normal, excepto en la temporada no reproductiva del 2017 donde fue la uniforme (Tabla 4.6). En el caso de la temporada reproductiva 2016, la forma de detección con la familia tasa de riesgo era constante hasta 70 m, violando el supuesto del modelo, por lo que se seleccionó el modelo competitivo siguiente (Tabla 4.6). Finalmente, en la temporada reproductiva 2017, se seleccionó de los modelos competitivos el más sencillo y con mejor ajuste de la curva (Tabla 4.6). Los modelos seleccionados se informan en la tabla 4.7, y en todos los casos, la probabilidad de detección disminuyó con el aumento de la distancia (Fig. 4.6).

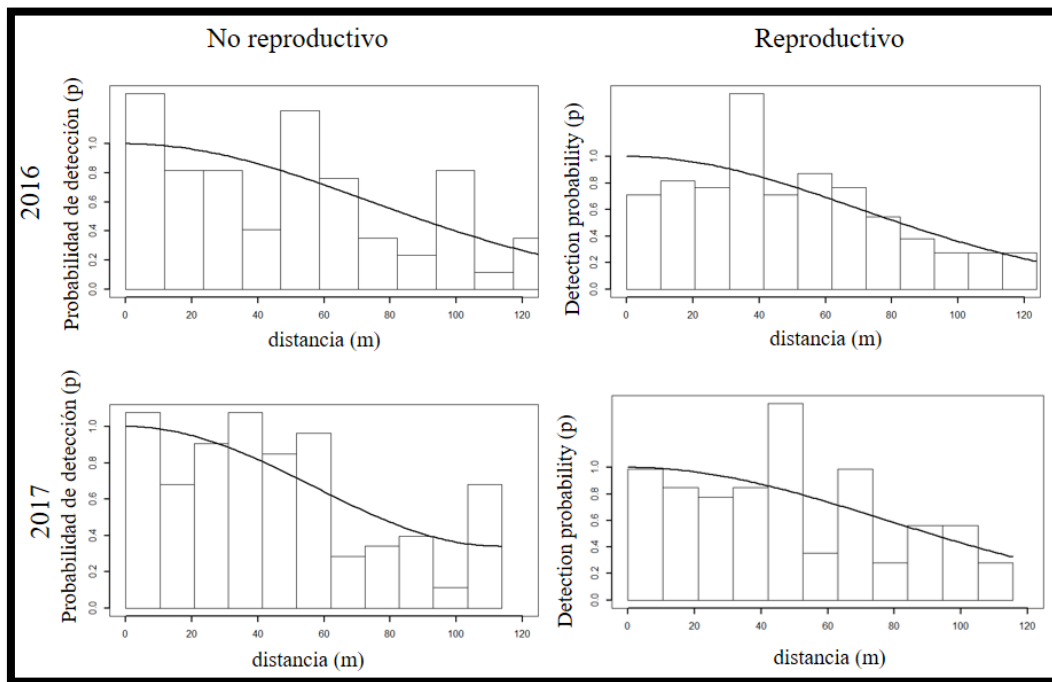
**Tabla 4.6:** Modelos utilizados para ajustar la probabilidad de detección del zorro gris pampeano en los muestreos en la cuenca de Mar Chiquita. Se informa el valor del Criterio de información de Akaike (AIC), la diferencia con el modelo de mejor ajuste ( $\Delta$ AIC). En negrita se destacan los modelos seleccionados.

Modelos	$\Delta$ AIC	AIC
<b>No reproductivo 2016</b>		
<b>Semi-normal + coseno</b>	<b>0</b>	<b>1187.07</b>
Semi-normal + Hermit	0	1187.07
Uniforme + coseno	0.14	1187.21
Uniforme + polinomio simple	1.09	1188.16
Semi-normal (%cultivo) + coseno	1.20	1188.26
Semi-normal (Temperatura)+ coseno	1.88	1188.95
Semi-normal (Transito)+ coseno	1.97	1189.04
<b>No reproductivo 2017</b>		
<b>Uniform + coseno</b>	<b>0</b>	<b>1215.67</b>
Uniforme + polinomio simple	1.98	1217.75
<b>Reproductivo 2016</b>		
Tasa de riesgo + coseno	0	1364.63
Tasa de riesgo + polinomio simple	0	1364.63
<b>Semi-normal + coseno</b>	<b>0.64</b>	<b>1365.27</b>
Semi-normal + Hermit	0.64	1365.27
Tasa de riesgo (Transito) + coseno	0.77	1365.40
Uniform + coseno	0.80	1365.43
Tasa de riesgo (Pendiente) + coseno	1.42	1366.05
Uniforme + polinomio simple	1.43	1366.06
Semi-normal (Pendiente)+ coseno	1.51	1366.14
Semi-normal (Transito)+ coseno	1.86	1366.49
<b>Reproductivo 2017</b>		
Semi-normal (%cultivo) + coseno	0	1063.97
Uniforme + polinomio simple	0.47	1064.44
<b>Semi-normal + coseno</b>	<b>0.81</b>	<b>1064.78</b>
Semi-normal + Hermit	0.81	1064.78
Uniforme + coseno	1.62	1065.59
Semi-normal (Pendiente)+ coseno	1.94	1065.92



**Tabla 4.7:** Modelos seleccionados de probabilidad de detección (g) del zorro gris pampeano en cada muestreo en la cuenca de Mar Chiquita. Se informa el valor estimado con su error estándar (Valor  $\pm$  Er), probabilidad de detección promedio y su error estándar (Promedio  $\pm$  Er).

Modelo	Parámetros de la función de detección	Coefficiente del término de ajuste	Valor estimado $\pm$ Er	Promedio $\pm$ Er
No-reproductivo 2016	Ordenada al origen	-	4.30 $\pm$ 0.12	0.66 $\pm$ 0.05
No-reproductivo 2017	Nulo	cos, orden 1	0.49 $\pm$ 0.11	0.67 $\pm$ 0.05
Reproductivo 2016	Ordenada al origen	-	4.25 $\pm$ 0.11	0.66 $\pm$ 0.05
Reproductivo 2017	Ordenada a origen	-	4.35 $\pm$ 0.16	0.73 $\pm$ 0.07



**Figura 4.6:** Histogramas de la probabilidad de detección del de zorro gris pampeano para cada muestreo en la cuenca de Mar Chiquita.

#### Modelos espaciales GAM

Como resultados del análisis de multicolinealidad, se descartaron las variables altamente correlacionadas entre sí, y finalmente se trabajó con 11 variables en todos los análisis (Tabla 4.1). Se pusieron a prueba 68 DSMs para todos muestreos, considerando las distintas combinaciones de variables no correlacionadas entre sí (Tabla 4.8). A su vez, se corroboró el valor de concavidad entre

las variables a partir de los modelos saturados de cada muestreo, es decir a partir de los modelos con todas las variables no correlacionadas (Fig. 4.9), y de los modelos finales.

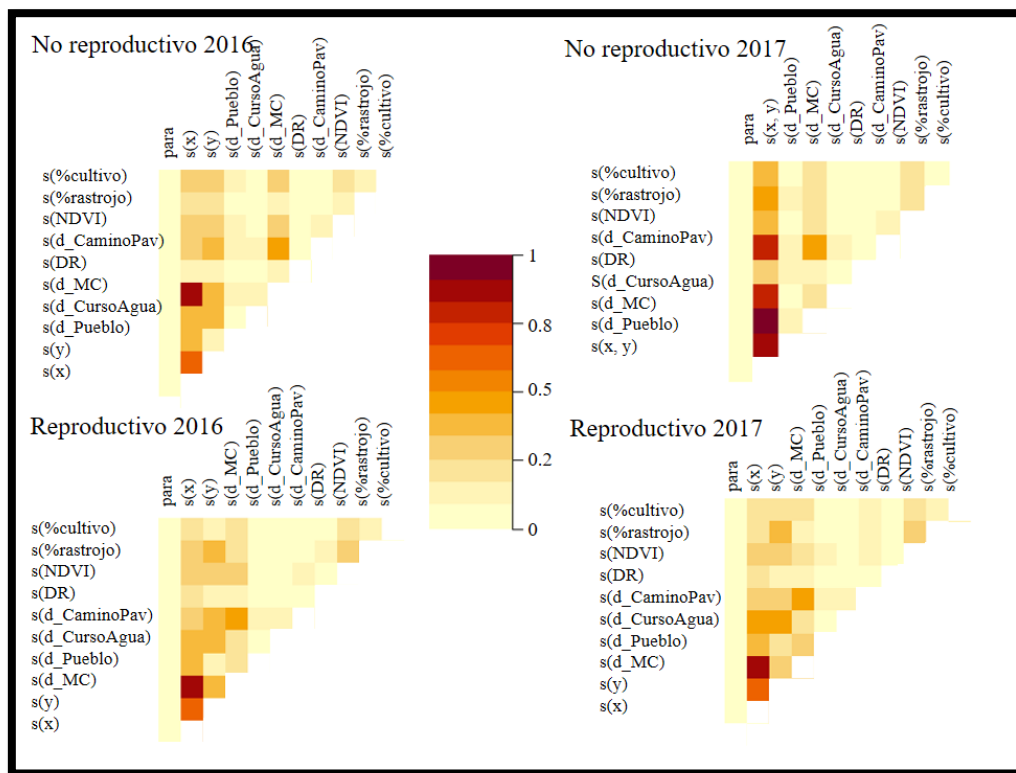
Los DSMs seleccionados para la temporada no reproductiva incluyeron diferentes combinaciones de variables espaciales. En el 2016, el número de zorros disminuyó significativamente a mayores distancias de la Reserva de Biosfera de Mar Chiquita (la única área protegida de la zona) y se estimaron más zorros en valores intermedios de longitud (Tabla 4.9). En el 2017, las coordenadas geográficas y el porcentaje de rastrojo fueron las dos variables significativas. Este modelo estimó más zorros en valores intermedios de longitud y altos de latitud, correspondiente a áreas cercanas a la reserva de Mar Chiquita, y en zonas con 30-35% de rastrojo (Tabla 4.9; Fig. 4.8).

En la temporada reproductiva 2016, únicamente la proximidad al pueblo más cercano fue seleccionada como variable significativa en el modelo final (Tabla 4.9). El número de zorros disminuyó considerablemente cuanto más lejos del pueblo más cercano. En cambio, en la temporada reproductiva 2017, se encontró mayor número de zorros en valores intermedios de longitud, en áreas con altos porcentajes de cultivos, en la proximidad de ciudades y rutas pavimentadas más cercanas (Tabla 4.9; Fig. 4.8).

**Tabla 4.8:** DSMs puestos a prueba para el zorro gris pampeano en la cuenca de Mar Chiquita. Los modelos seleccionados para cada muestreo se muestran en negrita. Se informan los mejores cuatro modelos de cada muestreo, las tres familias (F) puestas a prueba (T: Tweedy, P: quasi-Poisson y B: binomial negativa), el valor del Criterio de información de Akaike (AIC), el valor de máxima verosimilitud restringida (REML) y el porcentaje de devianza explicada (DevExpl).

<b>Modelos</b>	<b>F</b>	<b>DevExpl</b>	<b>Rsq</b>	<b>REML</b>	<b>AIC</b>
<b>No reproductivo 2016</b>					
<b><math>s(y)^* + s(d\_Pueblo) + s(d\_CursoAgua) + d\_MC^*</math></b>					
<b>+ <math>s(DR) + d\_CaminoPav + s(NDVI) + \%rastrajo</math></b>	<b>T</b>	<b>16.6</b>	<b>0.09</b>	<b>196.7</b>	<b>625.3</b>
<b>+ <math>\%cultivo</math></b>					
$s(y)^* + s(d\_Pueblo) + s(d\_CursoAgua) + d\_MC^*$	T	16.5	0.1	193.4	625.9
+ $s(DR) + d\_CaminoPav + s(NDVI) + \%cultivo$					
$s(y)^* + s(d\_Pueblo) + s(d\_CursoAgua) + d\_MC^*$	T	16.4	0.09	191.9	625.6
+ $d\_CaminoPav + s(NDVI) + \%cultivo$					
$s(y)^* + s(d\_Pueblo) + d\_MC^* + d\_CaminoPav + s(NDVI)$	T	16	0.09	191	636.2
+ $\%cultivo$					
<b>No reproductivo 2017</b>					
<b><math>s(x,y)^* + s(DR) + NDVI + s(\%cultivo) + s(\%rastrajo)^*</math></b>	<b>T</b>	<b>28.6</b>	<b>0.24</b>	<b>178.4</b>	<b>430.7</b>
$s(x,y)^* + s(DR) + s(NDVI) + s(\%cultivo) + s(\%rastrajo)^*$	T	28.6	0.24	176.4	430.7
$s(x,y) + s(DR) + NDVI + s(\%cultivo) + s(\%rastrajo)$	P	24.9	0.20	172.2	-
$s(y)^* + d\_Pueblo + s(d\_MC) + d\_CursoAgua^*$					
+ $s(DR)^* + s(d\_CaminoPav) + s(NDVI) + s(\%cultivo)^*$	T	17.6	0.1	202.7	819.7
+ $\%rastrajo$					
<b>Reproductivo 2016</b>					
<b><math>s(y) + s(d\_Ciudad) + d\_Pueblo^* + d\_CursoAgua</math></b>	<b>T</b>	<b>7.35</b>	<b>0.043</b>	<b>175</b>	<b>431.1</b>
<b>+ <math>d\_CaminoPav + DR + NDVI + \%cultivo</math></b>					
$s(y) + s(d\_Ciudad) + d\_Pueblo^* + d\_CursoAgua$	P	7.2	0.046	183	-
+ $d\_CaminoPav + NDVI + \%cultivo$					
$s(y) + s(d\_Ciudad) + d\_Pueblo^* + d\_CursoAgua$	B	6.97	0.04	309.5	548.7
+ $d\_CaminoPav + NDVI + \%rastrajo + \%cultivo$					
$s(x, y) + DR + NDVI + \%rastrajo + s(\%cultivo)$	P	6.49	0.038	160.5	-
<b>Reproductivo 2017</b>					
<b><math>s(y)^* + d\_Ciudad^* + s(d\_Pueblo) + s(d\_CaminoPav)^*</math></b>	<b>T</b>	<b>23.6</b>	<b>0.16</b>	<b>149.3</b>	<b>273.4</b>
<b>+ <math>s(\%rastrajo) + s(\%cultivo)^*</math></b>					

$s(y)^* + d\_Ciudad^* + s(d\_Pueblo) + d\_CursoAgua$ $+ s(d\_CaminoPav) + DR + NDVI + s(\%rastrajo)$ $+ s(\%cultivo)^*$	T	18.8	0.11	164.6	300.9
$s(y)^* + d\_Ciudad + s(d\_Pueblo) + d\_CursoAgua$ $+ s(d\_CaminoPav) + DR + NDVI + s(\%rastrajo)$ $+ s(\%cultivo)$	P	17.9	0.1	168.4	-
$s(y)^* + d\_Ciudad + s(d\_Pueblo) + s(d\_CaminoPav)$ $+ s(\%rastrajo) + s(\%cultivo)$	P	17.1	0.1	154	-

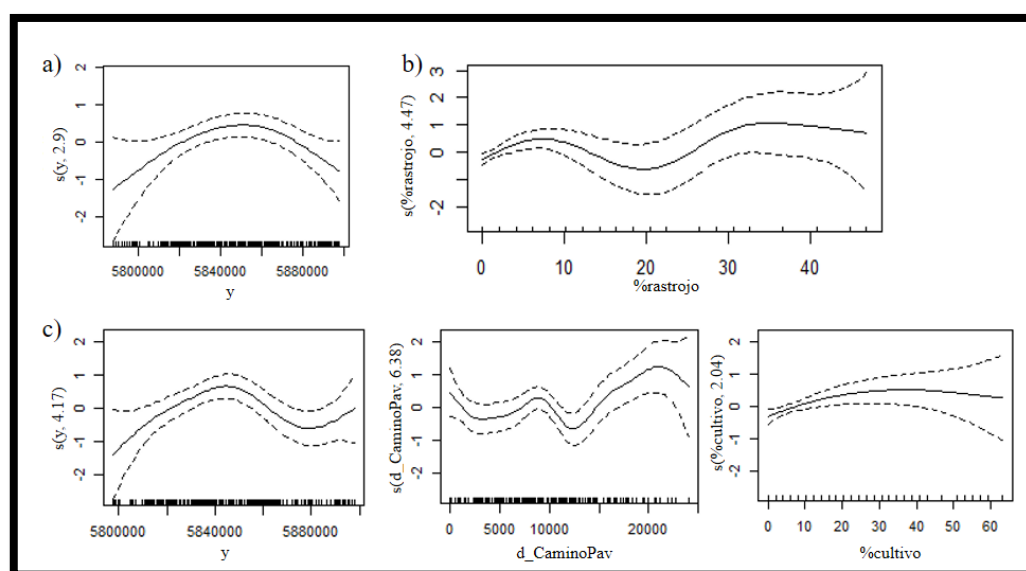


**Figura 4.7:** Medidas de “Concurvinity” entre pares de variables evaluado por los índices estimados entre términos suavizados para los DSMs saturados con distribución de respuesta Tweedie de cada muestreo para el zorro gris pampeano en la cuenca Mar Chiquita.

**Tabla 4.9:** DSMs seleccionados para el zorro gris pampeano para cada muestreo en la cuenca de Mar Chiquita. Se informa los parámetros estimados, el error estándar, el valor de t y de p para las variables lineales, y los grados de libertad estimados (edf) y los de referencia (Ref.df), el valor de F y de p para las variables con los términos suavizados incluidas en el modelo. \*Variables significativas ( $p < 0.05$ )

<b>No Reproductivo 2016</b>				
	<b>Valor estimado ± ER</b>	<b>t</b>	<b>Pr(&gt; t )</b>	
Intercepto	-12.54 ± 0.28	-44.12	<0.001*	
d_MC	-0.000009 ± 0.000004	-2.46	0.01*	
d_CaminoPav	-0.00002 ± 0.00002	-1.27	0.21	
%rastrojo	0.01 ± 0.01	0.46	0.65	
%cultivo	-0.01 ± 0.01	-1.20	0.23	
	<b>edf</b>	<b>Ref.df</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
s(y)	2.90	3.67	3.09	0.02*
s(d_Pueblo)	4.05	5.03	2.09	0.07
s(d_CursoAgua)	1.48	1.8	0.6	0.59
s(DR)	1.12	1.22	0.09	0.75
s(NDVI)	1.37	1.66	0.46	0.47
<b>No Reproductivo 2017</b>				
	<b>Valor estimado ± ER</b>	<b>t</b>	<b>Pr(&gt; t )</b>	
Intercepto	-14.26 ± 1.16	-12.28	<0.001*	
NDVI	0.015 ± 0.018	0.87	0.39	
	<b>edf</b>	<b>Ref.df</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
s(x,y)	16.27	20.83	2.25	0.002*
s(DR)	3.60	4.49	2.09	0.08
s(%cultivo)	1.64	2.03	2.41	0.09
s(%rastrojo)	4.47	5.35	2.75	0.02*
<b>Reproductivo 2016</b>				
	<b>Valor estimado ± ER</b>	<b>t</b>	<b>Pr(&gt; t )</b>	
Intercepto	-13.38 ± 1.16	-11.55	<0.001*	
d_Pueblo	-0.00004 ± 0.00001	-2.74	0.01*	
d_CursoAgua	0.00002 ± 0.00004	0.67	0.51	
d_CaminoPav	-0.00001 ± 0.00002	-0.62	0.54	
NDVI	0.01 ± 0.02	0.69	0.49	
%rastrojo	0.0004 ± 0.005	0.09	0.93	
%cultivo	-0.01 ± 0.01	-1.16	0.25	
	<b>edf</b>	<b>Ref.df</b>	<b>F</b>	<b>p</b>

s(y)	2.68	3.39	1.86	0.14
s(d_Ciudad)	2.18	2.76	1.22	0.28
<b>Reproductivo 2017</b>				
	<b>Valor estimado ± ER</b>	<b>t</b>	<b>Pr(&gt; t )</b>	
Intercepto	-12.8 ± 0.27	-47.47	<0.001*	
d_Ciudad	-0.00003 ± 0.00001	-2.53	0.01*	
	<b>edf</b>	<b>Ref.df</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
s(y)	4.17	5.15	3.87	0.002*
s(d_Pueblo)	3.31	4.12	1.71	0.15
s(d_CaminoPav)	6.38	7.50	2.51	0.02*
s(%rastrajo)	2.28	2.86	1.78	0.14
s(%cultivo)	2.04	2.53	3.03	0.04*



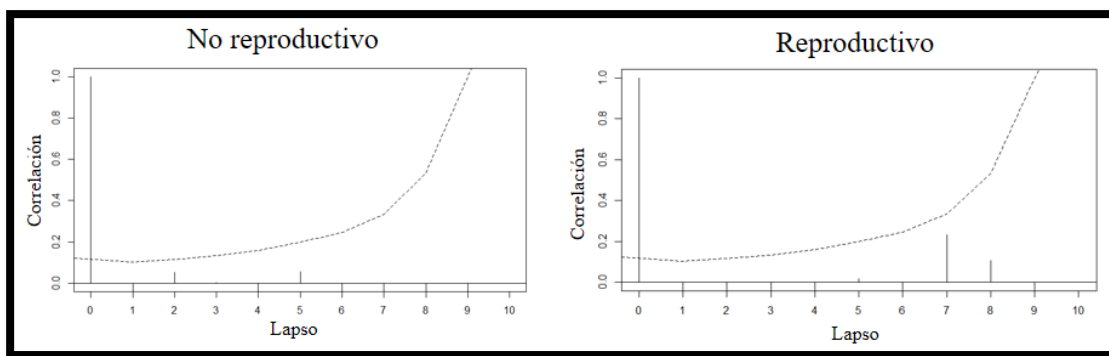
**Figura 4.8:** Variables significativas con términos suavizados incluidas en los DSMs del zorro gris pampeano para los muestreos en la cuenca de Mar Chiquita. a) Temporada no-reproductiva 2016, b) temporada no-reproductiva 2017, c) temporada reproductiva 2017. Las marcas en el eje x indican el rango de la variable a lo largo del área muestreada. El número entre paréntesis proporciona los grados de libertad efectivos de cada término. Las líneas discontinuas representan el intervalo de confianza del 95% de cada variable.

El mayor porcentaje explicado de los modelos se encontró para ambas temporadas del 2017 (Tabla 4.10). Por ello, se continuo trabajando con estos modelos (uno para cada temporada). Se estimó una densidad promedio de 2.37 zorros/km<sup>2</sup> (sd=1.85) para la temporada no reproductiva, y 1.45 zorros/km<sup>2</sup>

(sd=1.12) para la reproductiva (Tabla 4.10). La abundancia total de zorros en el área de estudio en la temporada no reproductiva fue de 30815 zorros (CV: 16.4%), y 18853 zorros (CV: 15.7%) en la reproductiva (Table 4.10). Finalmente, se observó una pequeña autocorrelación espacial de los residuos ( $< 0.2$ ) en los modelos seleccionados, pero por debajo del intervalo de confianza (Fig. 4.9). Por lo tanto, se asume que no afecta la capacidad explicativa del modelo (Antún y Baldi 2019).

**Tabla 4.10:** DSMs seleccionados para el zorro gris pampeano para cada temporada en la cuenca de Mar Chiquita. Se informe el valor ajustado de  $R^2$ , el porcentaje de devianza explicada (Exp. Dev), el coeficiente de variación total del modelo (CV) y la abundancia estimada

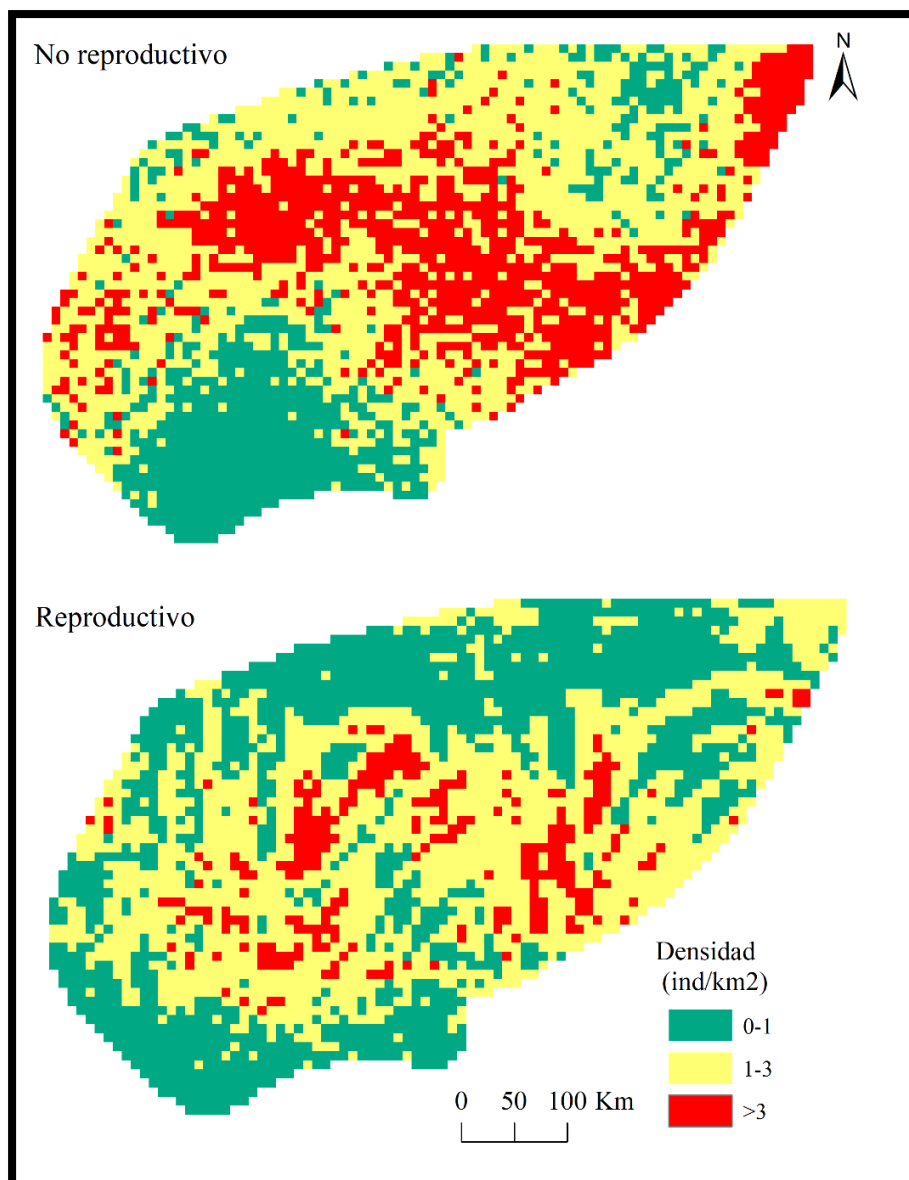
Temporada	$R^2$	% Exp. Dev	CV	Abundancia
No reproductiva	0.244	28.6	0.164	30815
Reproductiva	0.164	23.6	0.157	18853



**Figura 4.9:** Autocorrelación espacial de los residuos de los DSMs seleccionados para el zorro gris pampeano para cada temporada en la cuenca de Mar Chiquita. Las líneas puntadas representan el 95% de intervalo de confianza, el cual aumenta en ancho a medida que aumenta el número de segmentos. El lapso 0 representa la correlación entre el segmento analizado y él mismo, el lapso 1 entre el segmento analizado y el vecino inmediato (segmentos que se tocan), el lapso 2 entre el segmento analizado y el segmento a un segmento de distancia, etc. La correlación se calcula dentro de cada transecta.

### *Inferencia*

El mapa del DSM final correspondiente a la temporada no reproductiva mostró zonas de alta densidad de zorros mayormente concentradas en el centro del área de estudio y en zonas costeras del centro-norte de la cuenca (Fig. 4.10). El mapa del DSM de la temporada reproductiva también mostró zonas de alta densidad ubicadas en el centro de la cuenca, pero a diferencia de la no-reproductiva, en esta también se encontraron zonas en el sur del área de estudio con densidades altas (Fig. 4.10).



**Figura 4.10:** Mapas de densidad del zorro gris pampeano para cada temporada en la cuenca de Mar Chiquita, en base a los DSMs seleccionados.

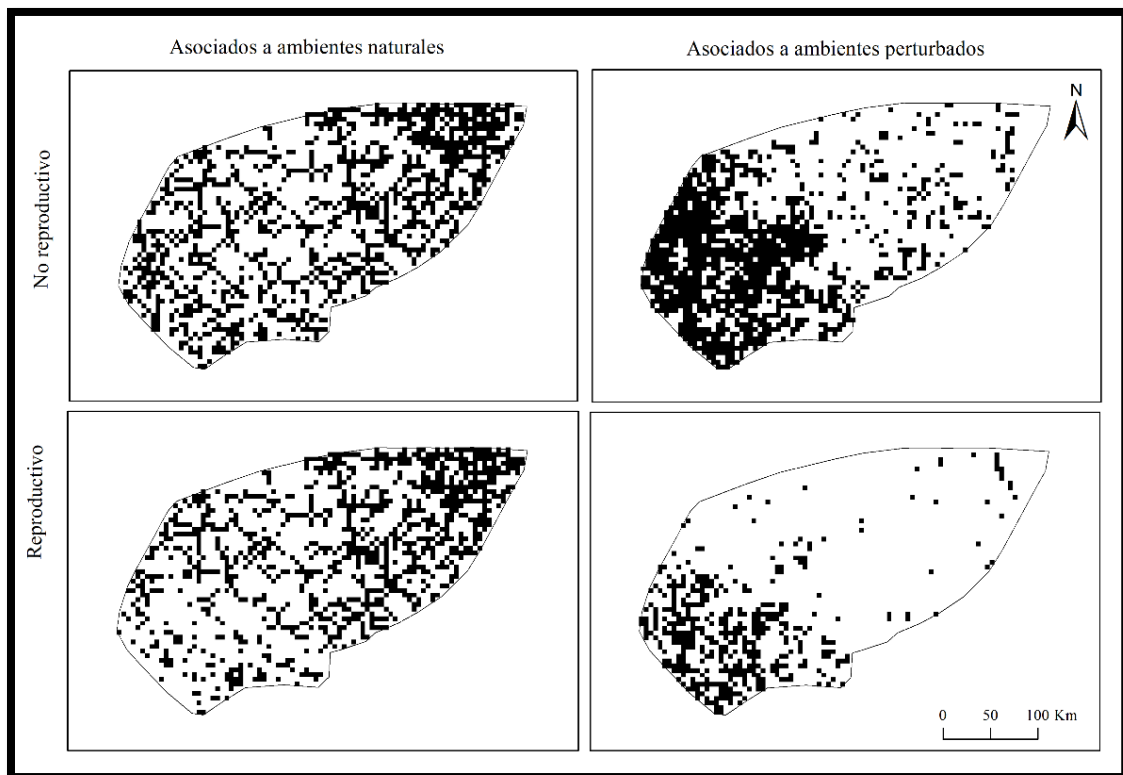
#### Mapas de lógica difusa de especies de roedores

En función de la revisión bibliográfica, se identificaron las principales especies de roedores depredadas por el zorro gris pampeano en parte de la cuenca de Mar Chiquita y en zonas cercanas con ambientes similares de la región pampeana (Farias y Kittlein 2008, Canel et al. 2016): *Akodon azarae*, *Oligoryzomys flavescens*, *Calomys musculus*, *C. laucha* y *Mus musculus*. A su vez, en base a los principales requerimientos de hábitat y distribución espacial de estas especies (Tabla 4.2) y como se explicó en la metodología, se definieron dos grupos de roedores: 1) *Akodon azarae* y *Oligoryzomys flavescens* como especies principalmente asociadas a ambientes naturales más conservados con cobertura vegetal constante; 2) *Calomys* sp. (*C. musculus* y *C. laucha*) y *Mus musculus* principalmente



vinculados con ambientes más perturbados o antropizados (Tabla 4.2). Se encontró que todas estas especies de roedores son vectores de diferentes enfermedades y patógenos, o se alimentan de cultivos y alimento almacenado, y dañan la infraestructura rural (Tabla 4.2).

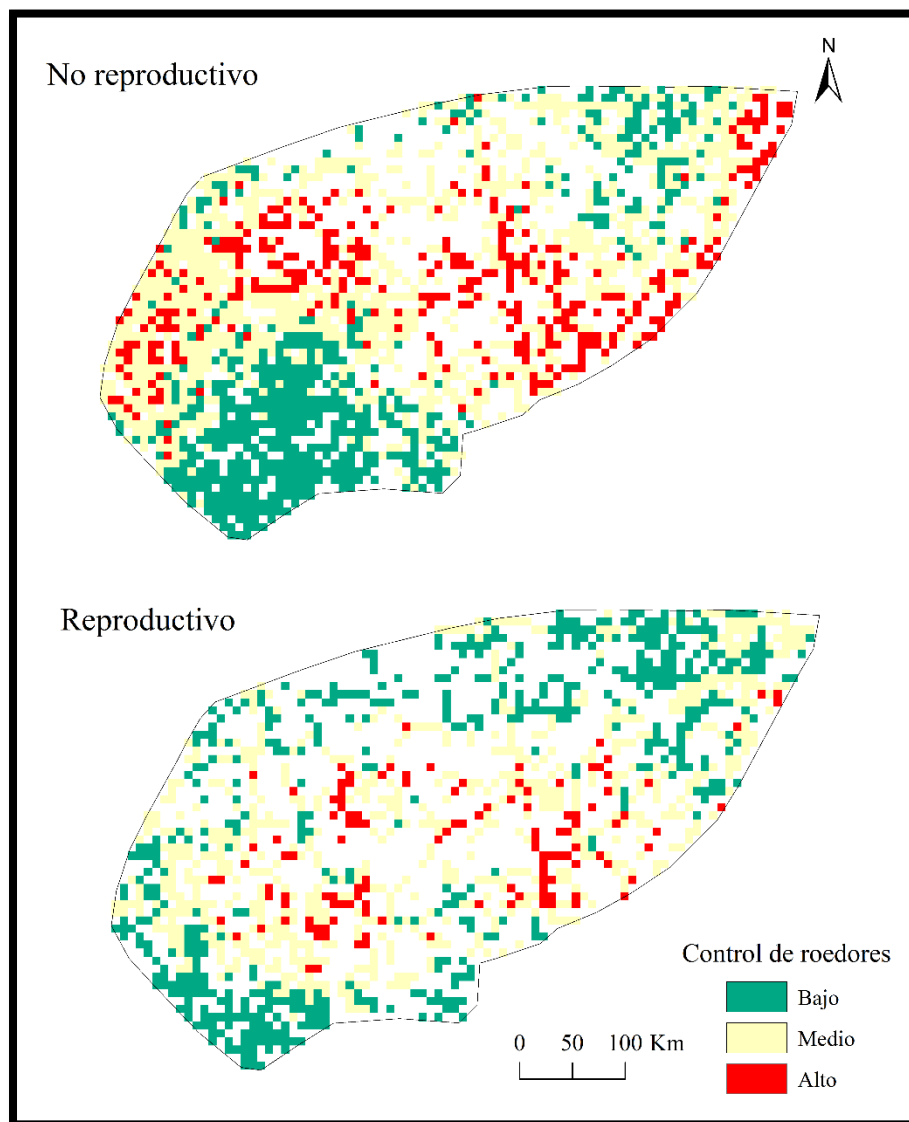
Los mapas de lógica difusa de los roedores asociados a ambientes naturales mostraron una mayor cantidad de píxeles con valores altos de membresía difusa (0.33-1) en el noreste, y en campos ganaderos ubicados en el centro de la cuenca. (Fig. 4.11). En cambio, el grupo relacionado con ambientes más perturbados o antropizados mostró una distribución más restringida en el suroeste de la cuenca, correspondiente a la zona dominada mayoritariamente por cultivos (Fig. 4.11). Las principales diferencias de los mapas de lógica difusa entre estaciones estuvieron relacionadas con el área ocupada por cultivos. Teniendo en cuenta los mapas de cobertura de los usos de la tierra se pudo observar que en la temporada reproductiva (septiembre-octubre) hay una mayor área ocupada por rastrojo y una menor área de cultivos que en la temporada no-reproductiva (Fig. 4.4).



**Figura 4.11:** Mapas de lógica difusa para cada grupo de roedor en cada temporada en la cuenca de Mar Chiquita. Los mapas obtenidos con los modelos especiales de lógica difusa (Tabla 4.11).

### Mapas del servicio ecosistémico de control de roedores

A partir del mapa del potencial SE de control de plagas de roedores mediado por el zorro gris pampeano en el área de estudio (Fig. 4.4), se observó que el centro de la cuenca fue un área prioritaria del control de roedores en ambas temporadas (Fig. 4.12). Sin embargo, este control fue más relevante en la temporada no reproductiva (donde se observaron más píxeles correspondientes a la categoría de control Alto) debido a las densidades de zorros más altas encontradas en este estudio (Fig. 4.10) y los picos poblacionales para las especies de roedores documentadas en el literatura (Mills et al. 1991).



**Figura 4.12:** Mapa del potencial SE de control de roedores mediado por el zorro gris pampeano en la cuenca de Mar Chiquita en cada temporada.

## DISCUSIÓN

Estimar las densidades y comprender la relación con las variables ecológicas significativas son etapas importantes en el manejo de la fauna silvestre (Valente et al. 2016). Este capítulo representa la primera evaluación de la integración de la variación espacial de la densidad del zorro gris pampeano y su papel en la provisión de SE de control de plagas de roedores.

### Modelos de Densidad de Superficie

Los resultados en este capítulo muestran que las diferentes variables incluidas en los DSMs finales respaldan una organización espacial flexible en relación a los parámetros ambientales, lo que concuerda con un estudio previo (Luengos Vidal 2009). Por otro lado, y en cuanto a la hipótesis espacial planteada, la predicción de las variables de impacto humano no se cumplió. Contrario a la predicción, los resultados muestran una asociación positiva entre el número de zorros y la proximidad a áreas urbanas (tanto en pueblos como ciudades). Los zorros podrían beneficiarse de las actividades humanas obteniendo comida de la basura (Bino et al. 2010), y esta provisión de alimento podría ser más relevante antes de los nacimientos en la temporada reproductiva. No obstante, la presencia de cánidos en la cercanías de áreas densamente pobladas puede generar más conflictos, y generar un cambio comportamental en los individuos, acentuando la necesidad de realizar nuevos estudios para abordar este asunto (Ditchkoff et al. 2006). A su vez, es importante mencionar que la proximidad a las ciudades estaba altamente correlacionada con la proximidad a la Reserva de Biosfera de Mar Chiquita ( $r > 0.68$ ), lo que también podría explicar parte de la relevancia de esta variable. Por otro lado, el mayor número de zorros encontrados en la cercanía de los caminos pavimentados puede estar asociado con la provisión de alimento de animales atropellados (Schwartz et al. 2018). Resultados similares encontrados en España muestran que la abundancia del zorro colorado es mayor cerca de las autopistas en comparación con sitios de control, aunque estas áreas son una fuente importante de mortalidad de carnívoros por accidentes de tráfico (Planillo et al. 2018). No obstante, el mayor número de zorros encontrados a mayores distancias en esta tesis pone de manifiesto la necesidad de realizar nuevos estudios sobre la interacción con otros factores a diferentes escalas (Zimmermann et al. 2014).

En cuanto a las variables ambientales y de paisaje, en ambas temporadas se encontraron altas densidades de zorros en el centro del área y en las cercanías de la Reserva de la Biosfera Mar Chiquita. El centro del área de estudio está dominado por sistemas de ganadería extensiva, en campos con una mezcla de pastizales y pasturas implantadas, lo que permitiría una mayor coexistencia con la biodiversidad, brindando más fuentes de alimentos y refugio para las presas (Bilenca y Miñarro 2004). Como se mencionó en el capítulo 2, la reserva Natural de la Biosfera Mar Chiquita es reserva del Hombre y la Biosfera (MAB) de UNESCO, y presenta un buen estado de conservación de ambientes, constituyendo un reservorio clave de fauna autóctona en la zona (Iribarne 2001, Bó et al. 2002). Este

ambiente natural también podría proporcionar no solo de refugio sino también una mayor disponibilidad de alimentos para la especie (Farias y Kittlein 2008, Luengos Vidal 2009). Estos resultados coinciden con la predicción planteada y resaltan la importancia de ambientes naturales en un paisaje fragmentado por las actividades humanas. La cobertura vegetal constante presente en los pastizales y campos ganaderos podría estar permitiendo un mayor número de zorros. Por otro lado, la presencia de un área protegida puede significar una menor mortalidad de zorros por el mayor control en la cercanía de la misma, evitando la caza ilegal de la especie. De manera similar, se encontró un menor riesgo de mortalidad de los lobos (*Canis lupus*) en áreas protegidas, asociado con el mayor grado de fiscalización (Smith et al. 2010).

Las principales diferencias de los mapas de densidad de zorros entre estaciones, son las áreas de alta densidad en zonas costeras en la temporada no reproductiva y en el sur de la cuenca en la temporada reproductiva. Para entender esta configuración espacial es importante mencionar las intensas lluvias ocurridas entre junio y diciembre de 2017, que superaron por aproximadamente 300 mm la precipitación media de los últimos 16 años (Abbate y Carpaneto 2018). El suroeste de la cuenca corresponde a áreas dominadas por cultivos y de mayor altitud debido a la presencia del sistema de sierras de Tandilia, mientras que el norte de la cuenca es una zona de humedales y campos ganaderos con baja altitud (Fig. 4.4). Consecuentemente, muchas de estas áreas bajas en la temporada reproductiva del 2017 estaban inundadas, reduciendo la disponibilidad de hábitats para la especie, lo que podría forzar a los zorros a usar zonas de mayor altitud, que generalmente están ocupadas por cultivos. Esto podría explicar la asociación positiva con el porcentaje de cultivos en la temporada reproductiva de 2017. Además, la asociación entre el número de zorros y el mayor porcentaje de rastrojo en la temporada no reproductiva de 2017 podría deberse a la pérdida de semillas en la cosecha. La temporada no reproductiva corresponde al inicio de la cosecha de los cultivos de verano (soja, maíz y girasol) en la zona, por lo que una gran parte de los campos clasificados como rastrojo habían sido cosechados recientemente. La pérdida de semillas en la cosecha representa alimento para algunas presas del zorro, particularmente especies menos sensibles a los disturbios por la agricultura como algunas aves granívoras (Zufiaurre et al. 2017). Por otro lado, *C. laucha* tiene una dieta omnívora, pero se encontró un consumo más alto de semillas en otoño en comparación con otras estaciones (Ellis et al. 1998). La pérdida de semillas luego de la cosecha puede proveer alimento en estos sitios (Hodara y Busch 2010). Esta especie parece ser menos sensible a los disturbios por la agricultura, pudiendo permanecer en lotes cosechados, bajo la vegetación que queda resistiendo las bajas temperaturas y el riesgo de depredación (Hodara et al. 1997).

Los resultados de la variación temporal en el número de zorros concuerdan con la segunda hipótesis planteada en este capítulo. Los resultados mostraron una mayor abundancia de zorros en la temporada no reproductiva en comparación con la reproductiva. Esta diferencia puede deberse a que el pico de nacimientos ocurre en los meses anteriores a la temporada no reproductiva (Redford y Eisenberg 1992).

Por lo tanto, a lo largo del muestreo de dicha temporada, se espera que los juveniles se encuentren todavía con sus padres (Redford y Eisenberg 1992). Al final de esta temporada, los juveniles dispersan en busca de nuevos territorios, asociado con un mayor riesgo de mortalidad como se observó para el zorro colorado (Woollard y Harris 1990). A su vez, la caza legal de la liebre europea en el área de estudio comienza en mayo, la cual se realiza a lo largo de noche (Giarratano y Kristensen 2012). Esto representa una mayor cantidad de vehículos transitando los caminos rurales en el momento de mayor actividad del zorro, aumentando el riesgo de colisión y la caza ilegal “oportunist” de individuos (Johnson 2004).

Asociado con el método de muestreo utilizado, se reconocen posibles sesgos de usar las vías públicas como transectas (Buckland et al. 2001, 2008). Sin embargo, esta fue la única forma de llevar a cabo el trabajo, incluyendo diferentes ambientes, ya que toda el área recorrida es privada con acceso restringido. En relación a estos sesgos, estudios previos en vehículos conducidos por caminos vecinales y públicos sugieren que pueden generar menos disturbios a los individuos que un vehículo conducido por el medio del campo, reduciendo las posibilidades de que los zorros se alejen antes de ser detectados (Heydon et al. 2000). Particularmente en áreas con una alta densidad de caminos, los zorros podrían estar acostumbrados a la presencia humana, siendo poco probable que eviten la proximidad a los mismos (Ruelle et al. 2003).

Los DSMs son útiles para entender patrones de abundancia y la respuesta de poblaciones a variables bióticas y abióticas (Miller et al. 2013). Estos modelos fueron utilizados para estimar la abundancia y los efectos de diferentes variables espaciales en una amplia variedad de animales que están bajo diferentes presiones antrópicas. Algunos ejemplos son el choique (*Rhea pennata pennata*) (Antún et al. 2018), el guanaco (*Lama guanicoe*) (Schroeder et al. 2014, Panebianco 2019), la mara patagónica (*Dolichotis patagonum*) (Antún y Baldi 2019), y una especie de ciervo (*Capreolus capreolus*) (Valente et al. 2016). Al igual que fue documentado por Valente et al. (2016), el porcentaje de devianza explicada de los DSMs seleccionados en este estudio fue menor a lo esperado, y la incorporación de las coordenadas geográficas (x, y) aumentaron este porcentaje en comparación con los modelos sin ellas. Este resultado puede deberse a que explican cierto porcentaje de variabilidad el cual estaría explicado por otras variables que no fueron consideradas en este estudio. A su vez, debido a la distribución y configuración de paisaje que tiene la cuenca de Mar de Chiquita, muchas de las variables puestas a prueba estaban altamente correlacionadas entre sí. Debido a esta correlación no fue posible incluirlas todas, eliminando parte del porcentaje explicado por cada una de ellas. Sin embargo, el CV de los modelos seleccionados tuvo valores aceptables, salvaguardando el poder predictivo del método. Además, la selección de la cuadrícula para la predicción de los modelos finales fue conservadora al eliminar píxeles fuera del espacio predictivo del mismo. En base a esto, se considera que las predicciones realizadas son confiables.

## Mapa de lógica difusa de especies de roedores y servicio ecosistémico de control de roedores

Como se observó en el capítulo 2, diversas especies de roedores están involucradas en conflictos con las actividades humanas en la región Pampeana, provocando daños a cultivos, alimentos almacenados e infraestructura rural, y transmitiendo enfermedades zoonóticas. En concordancia con lo esperado, los mapas de lógica difusa construidos para los roedores asociados con ambientes más conservados se ubicaron principalmente en el noreste de la cuenca, donde predominan los pastizales naturales y campos ganaderos, mientras que las especies asociadas con actividades humanas o ambientes perturbados se encontraron en el suroeste de la cuenca, donde la agricultura es la actividad predominante.

El mayor solapamiento entre áreas con grandes densidades de zorros y mayores requerimientos de hábitat de roedores asociados a ambientes más conservados puede explicarse por la preferencia de los zorros por áreas con cobertura vegetal constante en pastizales y campos ganaderos (Luengos Vidal 2009), en concordancia con la tercera predicción. Los parches con cobertura vegetal natural constante se encuentran mayormente restringidos a los alrededores de cuerpos de agua y arroyos, sierras, vías de tren y bordes de caminos (Herrera et al. 2017), asociado a la expansión e intensificación de la frontera agrícola (Baeza y Paruelo 2020). Estos cambios ambientales no solo tienen efectos negativos en las poblaciones de carnívoros (Lozano et al. 2019), sino que también crean condiciones ideales para la expansión de algunos roedores como *Calomys* sp. y *Mus musculus*, aumentando su representación en la región Pampeana y el riesgo de transmisión de enfermedades asociadas a estas especies (Mills et al. 1991, Bilenca y Kravetz 1995, Guidobono 2013). El zorro gris pampeano es un depredador generalista, por lo que se espera que su rol como controlador de roedores aumente en sitios donde hay más roedores (Andersson y Erlinge 1977). Esto es particularmente importante en otoño-invierno cuando se reportan las mayores abundancias de roedores (Mills et al. 1991), y coincide con las mayores abundancias de zorros en el área de estudio, avalando la última predicción planteada.

Alrededor del mundo, el potencial rol de carnívoros en el control de plagas ha sido destacado como un SE importante (Ćirović et al. 2016, Williams et al. 2018). Particularmente, el rol de distintos mamíferos carnívoros (como el zorro gris pampeano y el gato montés, *Leopardus geoffroyi*) en la depredación de roedores fue abordado en el norte de la provincia de Buenos Aires (Guidobono 2013, Guidobono et al. 2016, 2018). Guidobono et al. (2018) evaluó el efecto de predadores en las abundancias de *Akodon azarae* y *Calomys laucha*, encontrando un efecto significativo de la depredación del gato montés sobre *Calomys laucha*. Debido al bajo número de heces encontradas del zorro y a la dieta generalista que presentó, el autor no pudo estudiar su rol en profundidad, pero resalta la capacidad de generar un efecto adverso sobre la abundancia de los roedores en base a la dieta reportada en estudios anteriores (Guidobono 2013). En este sentido, la dieta de esta especie fue estudiada en el área de estudio o en zonas cercanas (partido de Azul) (Farias y Kittlein 2008, Canel et al. 2016) y también en otros partidos del sur de la provincia de Buenos Aires (Birochio 2008, Castillo et al. 2011), generando una

base de información clave para evaluar la potencialidad de esta especie como controlador de plagas en distintas áreas de la región pampeana.

A pesar de que el rol de este zorro en el control de los roedores debe estudiarse en profundidad, evaluando si la depredación genera una disminución en las abundancias de roedores, los métodos de lógica difusa permitieron identificar áreas donde priorizar esfuerzos futuros, como nuevos estudios de dieta, y donde evaluar los efectos negativos de los roedores en las personas. Estos métodos son útiles en casos donde hay poca información y/o los recursos son limitados en áreas de estudio tan extensas y diversas, como es el sudeste bonaerense, y también se puede aplicar en situaciones en las que hay imprecisiones y/o ambigüedades (Hattab et al. 2013, Dias et al. 2020). A pesar de las ventajas de esta metodología, es importante mencionar las generalizaciones y posibles sesgos asociados con la misma. Por un lado, se hicieron ciertas generalizaciones que deberían tenerse en cuenta en futuros estudios, como las interacciones inter-específicas entre especies de roedores (Busch y Kravetz 1992) y las interacciones con otras especies de depredadores (Guidobono 2013), que no fueron consideradas en esta tesis. En cuanto a la clasificación de roedores llevada a cabo en esta tesis, la misma tuvo como objetivo poder diferenciar grandes patrones de especies y su relación con el ambiente. Sin embargo, no significa que las especies pertenecientes a un grupo no puedan encontrarse en los otros ambientes, como es el caso de *Calomys* sp. que también han sido capturadas en bordes de camino y de cultivos (Hodara y Busch 2010, Mills et al. 1991, Fraschina et al. 2014, González-Fisher et al. 2017). Por otro lado, cabe mencionar que a pesar de haber tomado a *Calomys* sp. y al *Mus musculus* como parte del mismo grupo (grupo 2), tienen comportamientos diferentes. El mapa de dicho grupo (Fig. 4.11) representa la suma de los ambientes utilizados por estas especies, a pesar de que *Calomys* sp. es más común en cultivos (Mills et al. 1991, Hodara y Busch 2010, Fraschina et al. 2014), y *Mus musculus* está más asociado a granjas y galpones (Cavia et al. 2019, Miño et al. 2007), a pesar de lo reportado por González-Fisher et al. (2017). Finalmente, una desventaja es que debido a la escala espacial utilizada no fue posible diferenciar entre los lotes cultivados y sus bordes, aún cuando hay muchos estudios que muestran que las especies consideradas como de ambientes naturales están presentes en los bordes (Mills et al. 1991, Bilenca y Kravetz 1995, Hodara y Busch 2010, Guidobono 2013, Fraschina et al. 2014), y particularmente *Akodon azarae* suele ser la especie dominante en estos ambientes (Busch y Kravetz 1992). Sin embargo, en esta área de estudio y principalmente en áreas con cultivos, la vegetación de los bordes de cultivos no suele ser mantenida (Herrera et al. 2017), favoreciendo a las especies mayoritariamente asociadas con cultivos y más resistentes a los disturbios humanos.

## CONCLUSIONES

El rol de un depredador en el control de plagas no se distribuye homogéneamente en el espacio, por lo que las características a nivel local y de paisaje tienen consecuencias importantes en la provisión de

este SE (Maas et al. 2016, Cancio et al. 2017). En este capítulo se logró identificar la respuesta flexible que tiene el zorro gris pampeano frente a distintas variables bióticas y abióticas en la cuenca de Mar Chiquita, ayudando a comprender cómo este zorro está utilizando los agroecosistemas. El estudio de cómo las especies usan los agroecosistemas es esencial para dirigir estrategias efectivas de manejo y conservación, y monitorear sus resultados (Antún et al. 2018, Ferreira et al. 2018). Este marco puede ser utilizado no solo para entender los parámetros demográficos de las especies, sino que también para identificar zonas de refugios para la fauna, y áreas donde los conflictos y los potenciales SE entre humanos y vida silvestre podrían intensificarse. Los individuos de zorro gris pampeano pueden estar involucrados en otros tipos de SE, como se ha registrado para otras especies de zorros en el mundo, que no fueron tenidas en cuenta en esta tesis, pero que merecen la pena ser estudiadas en un futuro. Por ejemplo, se registró el rol del zorro ártico (*Vulpes lagopus*) como ingeniero del ecosistema y aportando el ciclado de nutrientes (Gharajehdaghpour et al. 2016), y el rol del zorro colorado en la remoción de carcasas antes de su putrefacción, ayudando a la limpieza del ambiente, y en la dispersión de semillas (Fedriani y Delibes 2009, Inger et al. 2016).

Siguiendo con la tendencia del uso de la tierra a la que la región Pampeana está sujeta bajo las actividades agropecuarias actuales, se esperan más cambios ambientales (Baeza y Paruelo 2020). Por lo tanto, tener la capacidad de detectar cambios en el número de animales y en su configuración espacial podría ayudar a detectar los efectos negativos o positivos de las políticas (nuevas o viejas), y así evitar comprometer su población en el futuro. Estos análisis aportan información a la variedad de efectos que tienen los disturbios antropogénicos sobre las poblaciones de carnívoros (Crooks 2002, Ferreira et al. 2018). Los cánidos pueden utilizar todos los agroecosistemas en diferentes regiones templadas del mundo (Ferreira et al. 2018). Por lo tanto, monitorear los cambios en el uso de la tierra mediante sensores remotos, SIG y estimaciones de densidad certeras, son herramientas fundamentales para desarrollar planes de manejo que permitan la coexistencia entre las actividades humanas y la vida silvestre (Flores-Morales et al. 2019). La obtención de información espacialmente explícita también podría ayudar a comunicar los principales resultados e identificar los refugios, áreas de mayor conflicto entre la fauna y las personas, y las áreas donde se podría estimular la provisión de SE, ayudando a mantener el equilibrio de los ecosistemas y la conservación de la biodiversidad.



## CAPÍTULO 5

### **Servicios ecosistémicos y conflictos de cauquenes migratorios (*Chloephaga* sp.) en cultivos de trigo (*Triticum* sp.)**

Los resultados de este capítulo fueron publicados en el siguiente trabajo: Gorosábel, A., Pedrana, J., Bernad, L., Caballero, V. J., Muñoz, S. D. y Maceira, N. O. 2019. Evaluating the impacts and benefits of sheldgeese on crop yields in the Pampas region of Argentina: A contribution for mitigating the conflicts with agriculture. *Agriculture, Ecosystem and Environment*. 279: 33-42

#### **INTRODUCCIÓN**

Los conflictos entre aves acuáticas y la agricultura son frecuentes en distintos países del mundo (Borman et al. 2002, Amano et al. 2004, Pedrana et al. 2014, Petkov et al. 2017). Un ejemplo puntual de este tipo de conflicto, son especies de anátidos que se alimentan de cultivos o pasturas, por lo que son acusados de producir daños y reducir el rendimiento (Owen 1990, Wallin y Milberg 1995, Petkov et al. 2017). Estas especies seleccionan los cultivos por el mayor valor nutricional y mayor disponibilidad que tienen en comparación con otras especies de plantas (Fox y Abraham 2017). Sin embargo, las estimaciones empíricas de daños son escasas y como consecuencia, los productores generalmente sobreestiman el efecto del pastoreo de estas aves en las estimaciones de rendimiento (MacMillan et al. 2004). La respuesta de los productores frente a este tipo de interacción negativa con la fauna varía considerablemente, desde un control letal hasta la aplicación de medidas de mitigación, dependiendo muchas veces de la percepción de las personas involucradas. La percepción del grado de urgencia del conflicto se ve afectada por numerosos factores, incluyendo la precisión con la que se evalúa el daño y cuál es la gravedad del mismo (Dickman 2010, Simonsen et al. 2017). Por ello, como primer paso para resolver el conflicto entre las especies de aves acuáticas y los seres humanos, es necesario evaluar el nivel de daño causado por el pastoreo de estas aves, midiendo rigurosamente su efecto en el rendimiento. Para llevar a cabo estas mediciones, se deben tener en cuenta diferentes parámetros, como el tipo de cultivo y sus etapas de crecimiento, el lugar, el momento y la intensidad del pastoreo (MacMillan et al. 2004, Nilsson et al. 2016, Fox et al. 2017, Petkov et al. 2017).

Para comprender el conflicto entre la agricultura y las aves acuáticas, desde la perspectiva más integral que se plantea en esta tesis, debemos tener en cuenta no solo los daños sino también el rol que estas aves tienen en la provisión de servicios ecosistémicos (SE). Estos beneficios pueden actuar como nexo entre la producción agrícola y la conservación de las especies, ya que la capacidad productiva de los ecosistemas es afectada por procesos que las involucran (Wood et al. 2000, Millennium Ecosystem Assessment 2005). Las aves acuáticas son asociadas a una gran cantidad de SE (Green y Elmberg 2014), y existen numerosos trabajos que estudian el rol particular de especies de patos y gansos en la provisión

de los mismos. Como por ejemplo, siguiendo con la clasificación de CICES, distintas especies de gansos promueven el ciclado de nutrientes (Navedo et al. 2015) y aumentan la descomposición del rastrojo en la superficie con su pastoreo (Bird et al. 2000, van Groenigen et al. 2003). A su vez, grandes agregaciones de aves contribuyen al aporte y flujo de nutrientes de un ecosistema (Whelan et al. 2008, Josens et al. 2009), pudiendo beneficiar el crecimiento de las plantas (Fox et al. 2017). A su vez, estas grandes agregaciones de aves actúan como conectores entre dos ambientes (Manny et al. 1994, Sekercioglu 2006) y su pastoreo pueden estimular el crecimiento de las plantas cuando presenta valores intermedios (Mcnaughton 1979, Lorenzen y Madsen 1986, van Der Graaf et al. 2005, Fox et al. 2017).

En la región Pampeana, un claro ejemplo de aves acuáticas que se encuentran en conflicto con las actividades agropecuarias, y que su rol en la provisión de SE aún no fue estudiado en profundidad, son las tres especies de cauquenes migratorios (el cauquén común, *Chloephaga picta*, el cauquén cabeza gris, *C. poliocephala*, y el cauquén colorado, *C. rubidiceps*). Estas aves endémicas invernan en el sudeste de la región Pampeana desde mediados de mayo hasta principios de septiembre (Pedrana et al. 2015b, 2018b, 2020), donde se alimentan de cultivos y pasturas (Pedrana et al. 2014). Es por ello, que se encuentran en un conflicto constante e histórico con las actividades agropecuarias de la región, ya que son acusadas por los productores de producir daños en cultivos de invierno, principalmente trigo. Sin embargo, estas especies arriban al área de estudio antes de la siembra del trigo en la región (Pedrana et al. 2018b, 2020) encontrándose en lotes con rastrojo (Obs. Pers.).

Para resolver el conflicto entre el ser humano y los cauquenes se debe considerar las posturas de las distintas partes interesadas (Tschardt et al. 2005, Tombre et al. 2013). Existen estudios previos que abordaron este conflicto sin encontrar evidencias significativas de daños en cultivos por el pastoreo, pero fueron realizados hace muchos años, no consideraron las distintas etapas del cultivo ni evaluaron los potenciales beneficios provistos por estas aves (Tracanna y Ferreira 1984, Omaña 2016). A su vez, en el análisis integral del conflicto nunca se tuvo en cuenta el momento previo a la siembra del trigo y el rol que los cauquenes pueden tener en el ecosistema cuando ya se encuentran en los lotes. A pesar de la información existente, hoy en día sigue existiendo una discrepancia entre el problema percibido y el problema real del pastoreo en cultivos de trigo (Blanco et al. 2003, Prario Fioriti 2016). La preocupación de muchos productores cuando encuentran cauquenes pastoreando en sus campos incrementa cuando detectan partes del mismo sin trigo durante el crecimiento del mismo (Obs. Pers.). Contrariamente, algunos (pocos) productores destacan la capacidad de los cauquenes de fertilizar sus campos a través de sus heces mejorando el rendimiento (Prario Fioriti 2016). Por lo tanto, una evaluación precisa del daño causado por el pastoreo de los cauquenes en cultivos de trigo es muy importante para determinar cuál es el grado de urgencia del conflicto entre estas especies y las actividades agropecuarias. A su vez, es importante realizar una evaluación del rol que estas especies tienen en la provisión de SE en los ecosistemas agrícolas (Balvanera et al. 2006, Sekercioglu 2006, Green y Elmberg 2014), para poder ayudar a apaciguar el conflicto y poner de manifiesto beneficios provistos por estas aves.

## OBJETIVOS, HIPÓTESIS y PREDICCIONES

El objetivo de este capítulo fue evaluar los servicios ecosistémicos de Regulación y Mantenimiento vinculado a aves gregarias a sistemas cultivados utilizando como caso de estudio las tres especies de cauquenes migratorios en cultivos de trigo en un área representativa de la Pampa Austral, teniendo en cuenta los potenciales daños de las mismas. Para cumplir con este objetivo, se dividió el trabajo en dos:

- 1) Cuantificar los potenciales daños del pastoreo de cauquenes teniendo en cuenta variables a lo largo del desarrollo del cultivo de trigo y evaluar si existen diferencias en función de la intensidad de pastoreo.
- 2) Cuantificar potenciales SE mediados por cauquenes en el cultivo de trigo en términos de aporte de nutrientes, control de malezas (cobertura de malezas y dieta) y el “efecto macollador” (número de macollos por plantas)

En este capítulo se plantearon las siguientes hipótesis y predicciones:

- 1.A) Hipótesis de daños: La presencia de cauquenes en los cultivos de trigo afecta negativamente el desarrollo del mismo, pero sin afectar el rendimiento. A partir de esta hipótesis se predice, por un lado, que en parcelas de trigo pastoreadas por cauquenes, la cobertura es menor que en parcelas sin pastoreo, y por otro lado que, en parcelas de trigo pastoreadas por cauquenes, el rendimiento es igual que en parcelas sin pastoreo.
- 2.A) Hipótesis de SE A: Los cauquenes aportan al ciclado de nutrientes en mayor medida después de la emergencia del trigo, y consumen más malezas antes de la emergencia de dicho cultivo. En base a esta hipótesis, se predice un mayor porcentaje de Nitrógeno y Fósforo en las heces de cauquenes después de la emergencia del trigo y una mayor presencia de especies de malezas en las heces antes de la emergencia de dicho cultivo.
- 2.B) Hipótesis de SE B: El pastoreo de cauquenes estimula el crecimiento del cultivo de trigo (“efecto macollador”), prediciendo una compensación del mismo variando con el número de individuos.

## METODOLOGÍA

### Especies en estudio

Las tres especies de cauquenes migratorios (cauquén común, cauquén cabeza gris, y cauquén colorado) (Fig. 5.1) pertenecen al orden Anseriformes y a la familia Anatidae. Este grupo incluye otras dos especies, la caranca (*Chloephaga hybrida*) y la guayata (*Chloephaga melanoptera*) que poseen comportamientos sedentarios fuera de la región Pampeana. Todas ellas son especies endémicas de Sudamérica (Del Hoyo et al. 1992). En contraste con las poblaciones migratorias de cauquenes, tanto el cauquén común como el cauquén colorado tienen otras poblaciones sedentarias que residen en las Islas Malvinas (Summers y Grieve 1982, Summers y McAdam 1993).

De las tres especies migratorias, el cauquén común es la única especie que presenta un marcado dimorfismo sexual (Fig. 5.1a) (Martín 1984). El macho adulto posee una longitud cabeza-cola de 60 cm, tiene la cabeza, la rabadilla, el cuello y el pecho blanco, el espejo alar verde y las patas negras (Narosky y Yzurieta 2010). En cambio, la hembra es de menor tamaño, con plumaje marrón acanelado rayado con negro, un espejo alar verde y las patas amarillas (Narosky y Yzurieta 2010). Esta especie es la de mayor tamaño y la más abundante de los cauquenes migratorios, pudiendo reproducirse no solo a lo largo de ríos, lagunas, lagos y mallines, sino que también lo hace en la estepa patagónica (Pedrana et al. 2011, Cossa et al. 2016).

El cauquén cabeza gris o cauquén real posee una longitud cabeza-cola de 53 cm y no presenta un marcado dimorfismo sexual (Fig. 5.1b). Esta especie tiene la cabeza y cuello gris, la espalda y el pecho castaño barrado, la rabadilla negra, flancos barrados blanco y negro, el resto ventral blanco, círculo periocular blanco, pico negro y patas anaranjadas (Narosky y Yzurieta 2010). Esta es la única especie que nidifica en bordes y claros de zonas forestales del Bosque Subantártico o Andino Patagónico (Narosky y Yzurieta 2010).

El cauquén colorado es la especie de menor tamaño, con una longitud cabeza-cola de 50 cm, y no posee un dimorfismo sexual marcado (Fig. 5.1c). Tiene la cabeza y mitad superior del cuello color canela-rojizo, la mitad inferior del cuello, manto, pecho y flancos con tonos canela con barras negras y patas naranjas. Esta especie tiene un gran parecido con la hembra del cauquén común, y una de las principales características para diferenciarlas, además del tamaño, es el anillo ocular color blanco y el fino barrado dorsal y ventral que posee (Narosky y Yzurieta 2010). Su área de reproducción incluye el norte de Tierra del Fuego, sur de Santa Cruz y sur de Chile, solapándose en parte con la del cauquén común (Cossa et al. 2016).

Las tres especies de cauquenes pasan entre siete y ocho meses, entre octubre y abril-mayo, en sus áreas de nidificación (Pedrana et al. 2015b, 2018b, 2020). Posteriormente inician su migración otoñal hacia la zona de invernada, en donde el sur de la región Pampeana alberga grandes abundancias de las tres especies (Pedrana et al. 2014, 2018c). Los cauquenes llegan a esta región a mediados de mayo y permanecen hasta fines de agosto/principios de septiembre, cuando comienzan su migración primaveral hacia los sitios de reproducción (Pedrana et al. 2015b, 2018b, 2020).

Los cauquenes son herbívoros, como lo indica su nombre (*Chloe*: hierba, *phaga*: come), y frecuentemente son observadas alimentándose de cultivos y pasturas jóvenes (Summers y Grieve 1982, Martín et al. 1986, Summers y McAdam 1993). Esto puede estar asociado a que, cuando algunas especies de plantas son jóvenes tienen un mayor grado de palatabilidad, digestibilidad y poseen mayor valor nutritivo, presentando porcentajes más altos de proteínas y de fósforo, que los pastos maduros (Semple 1974). Particularmente, en el área de invernada estas especies forman grandes bandadas mixtas (Fig. 5.2) formadas por dos o hasta las tres especies (Pedrana et al. 2014).



**Figura 5.1:** Tres especies de cauquenes migratorios: a) hembra y macho de cauquén común (*Chloephaga picta*); b) cauquén cabeza gris (*Chloephaga poliocephala*); c) cauquén colorado (*Chloephaga rubidiceps*).



**Figura 5.2:** Grupos de cauquenes en provincia de Buenos Aires. a) Individuos de cauquén colorado (*Chloephaga rubidiceps*) en un lote de rastrojo de girasol; b) Bandada mixta de cauquenes en un cultivo de trigo; c) Individuos de cauquén común (*Chloephaga picta*) en un cultivo de trigo; d) Individuos de cauquén cabeza gris (*Chloephaga poliocephala*) en un lote de rastrojo de girasol.

### Conflicto y estatus de conservación

Las tres especies se encuentran en conflicto constante con las actividades agropecuarias, debido a sus comportamientos gregarios y alimenticios. Particularmente, en el área de invernada los cauquenes se alimentan en zonas donde la producción de cereales ha reemplazado los pastizales originales, y parte de su estadía coincide con los estadios tempranos del desarrollo de cultivos de invierno (trigo y cebada). Históricamente, los cauquenes han sido acusados de producir pérdidas económicas en los cultivos, principalmente en trigo, debido a daños por consumo, pisoteo y desarraigo de plántulas y por “quemar” las plántulas con sus deyecciones (Martín 1984). A su vez, también se las acusó de producir pérdidas en pasturas destinadas al ganado (Prario Fioriti 2016). Por otro lado, en las áreas reproductivas los cauquenes también se encuentran en conflicto con los productores por su pastoreo y son acusados de competir con el ganado ovino. Además se enfrentan a otras amenazas como la recolección de huevos, destrucción de nidos y la introducción de depredadores exóticos, como el visón americano (*Neovison vison*) y el zorro gris pampeano en Tierra del Fuego (Cossa et al. 2016, 2018).

En 1931, el gobierno argentino declaró a estas tres especies de cauquenes como “plagas agrícolas” habilitando su caza en todo el país sin ningún tipo de restricción (Decreto N° 8996/86). Recién en el 2008, por medio de la Ley Nacional N° 14038, se prohibió la caza de las tres especies, ya que las

estimaciones de abundancia realizadas en la última década indicaban una dramática disminución en los números (Blanco et al. 2003, Chebez 2008). La población continental del cauquén común y la población del cauquén cabeza gris han disminuido en un 50 % en los últimos 30 años (BirdLife International 2016a, b), mientras que la población continental del cauquén colorado también se ha reducido, llegando a tener menos de 800 individuos (aproximadamente el 10% de la población de 1900) (Cossa et al. 2016, Pedrana et al. 2018c).

Actualmente, a nivel nacional el cauquén común es considerado una especie “vulnerable”, el cauquén cabeza gris “en peligro” y el cauquén colorado se encuentra en “peligro crítico de extinción” (López-Lanús et al. 2008). A su vez, esta última especie fue declarada “Monumento Natural Provincial” en Buenos Aires (Ley Provincial N° 12250, bajo los términos de la Ley N°10907 de Reservas y Parques Naturales) y en la provincia de Santa Cruz (Ley Provincial N° 3069), siendo la máxima categoría de protección legal. A pesar de esto, a nivel internacional las tres especies se encuentran catalogadas como de baja preocupación (*Least concern*) (BirdLife International 2016a, b, c). En el caso del cauquén común y el cauquén colorado se debe a que internacionalmente se considera tanto la población migratoria continental como la sedentaria de las Islas Malvinas como parte de una sola. Sin embargo, los últimos descubrimientos postularon que estas poblaciones están aisladas genéticamente (Bulgarella et al. 2014, Kopuchian et al. 2016).

A pesar de la alarmante disminución de las poblaciones, el conflicto entre los cauquenes y las actividades agropecuarias continúa. La caza ilegal, por parte de “lodge” de caza privados, y la persecución, por parte de los productores en la región Pampeana, sigue ocurriendo. Un estudio de entrevistas a productores en la zona de invernada, indicó que aproximadamente el 50 % de los entrevistados considera que no es posible la coexistencia de cauquenes en cultivos de trigo, cebada y pasturas implantadas (Prario Fioriti 2016). Como consecuencia, aplican métodos de control letal para controlar estas aves en sus campos, como caza y/o persecución con avionetas (Bernad et al. 2014, Prario Fioriti 2016). Sin embargo, otros estudios cuestionan la significancia del impacto del pastoreo sobre el rendimiento del trigo y señalan que son relativamente pocas las situaciones donde los cauquenes podrían generar un conflicto “real” con la agricultura (Tracanna y Ferreira 1984, Martín et al. 1986, Bernad et al. 2014, Omaña 2016).

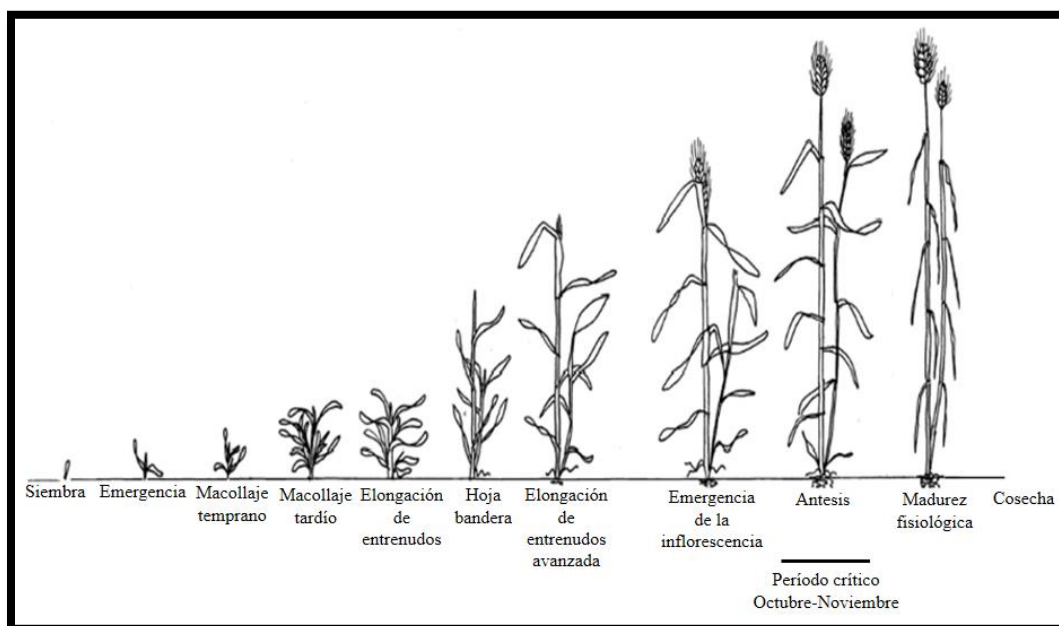
### Ciclo del trigo

A pesar de que se ha acusado a los cauquenes de generar pérdidas en distintos cultivos y pasturas, en esta tesis se hace foco en el trigo, ya que es uno de los cultivos de mayor importancia en el mundo, y es uno de los principales cultivos de invierno en Argentina. Actualmente en el país existen distintas variedades de trigo con características y ciclos de crecimiento diferentes ([www.gestion.inase.gov.ar](http://www.gestion.inase.gov.ar)). La fecha de siembra depende de la zona productiva del ciclo a cultivar, ya que las distintas variedades presentan respuestas al fotoperíodo (duración del día), a la temperatura y a la acumulación de horas de frío (vernalización) con distinto grado de sensibilidad (Miralles et al. 2014). En Argentina, las fechas



de siembra de trigos de ciclo largo ocurre entre mayo y principio de julio, mientras que para ciclos cortos oscila entre la segunda quincena de junio y principio de agosto. Las fechas de cultivares de ciclo intermedio se encuentran entre las de ciclo largo y corto (Miralles et al. 2014). El área de estudio de este capítulo corresponde a la IV región triguera del país y las fechas de siembra oscilan entre principios de junio y principios-mediados de agosto (Miralles et al. 2014, Abadia et al. 2017).

Para determinar la fenología del cultivo se utilizó la escala de Zadoks et al. (1974) (Fig. 5.3). Esta escala es la más utilizada para el cultivo de trigo y se basa en la descripción de estados morfológicos externos de la planta, dividiendo el desarrollo del cultivo en 10 fases. Las siembras tardías (ciclo corto) acortan el período de macollaje, y requieren de un aumento en la densidad de siembra para compensar el menor número de macollos por planta (Miller 2000).



**Figura 5.3:** Ciclo de crecimiento del trigo con los distintos estadios siguiendo la escala de Zadoks et al. (1974). Figura modificada de Omaña (2016).

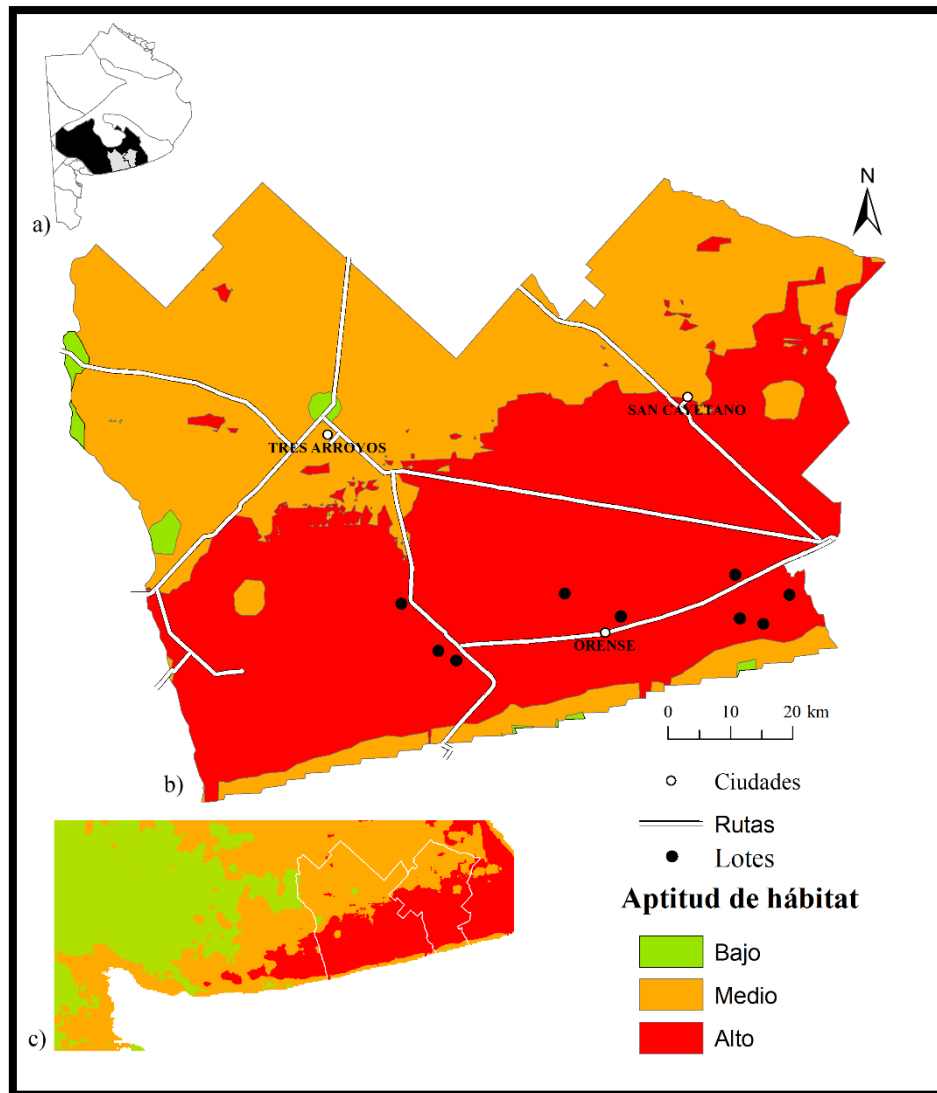
La emergencia de la planta inicia entre 15-20 días después de la siembra. El macollaje comienza con la aparición de la primera hoja de macollo desde la yema de la hoja más vieja (primera hoja emergida) del vástago principal. En condiciones sin estrés, esta etapa empieza cuando la planta presenta 3 o 4 hojas. Los macollos constituyen uno de los componentes numéricos más relevantes del rendimiento, ya que de ellos depende el número de espigas, que luego va a afectar el rendimiento (Miralles et al. 2014). El trigo alcanza un punto en su desarrollo en el cual cesa la aparición de macollos y comienza el crecimiento del tallo (Miralles et al. 2014). El período crítico en el cual se define el número de granos varía según el lugar, pero suele centrarse desde los 20 días previos a la Antesis hasta los 10 días posteriores (Abbate et al. 1994). Esta etapa se da en el área de estudio aproximadamente entre octubre y noviembre (Fig. 5.3) (Omaña 2016). Al finalizar la Antesis, comienza un período de



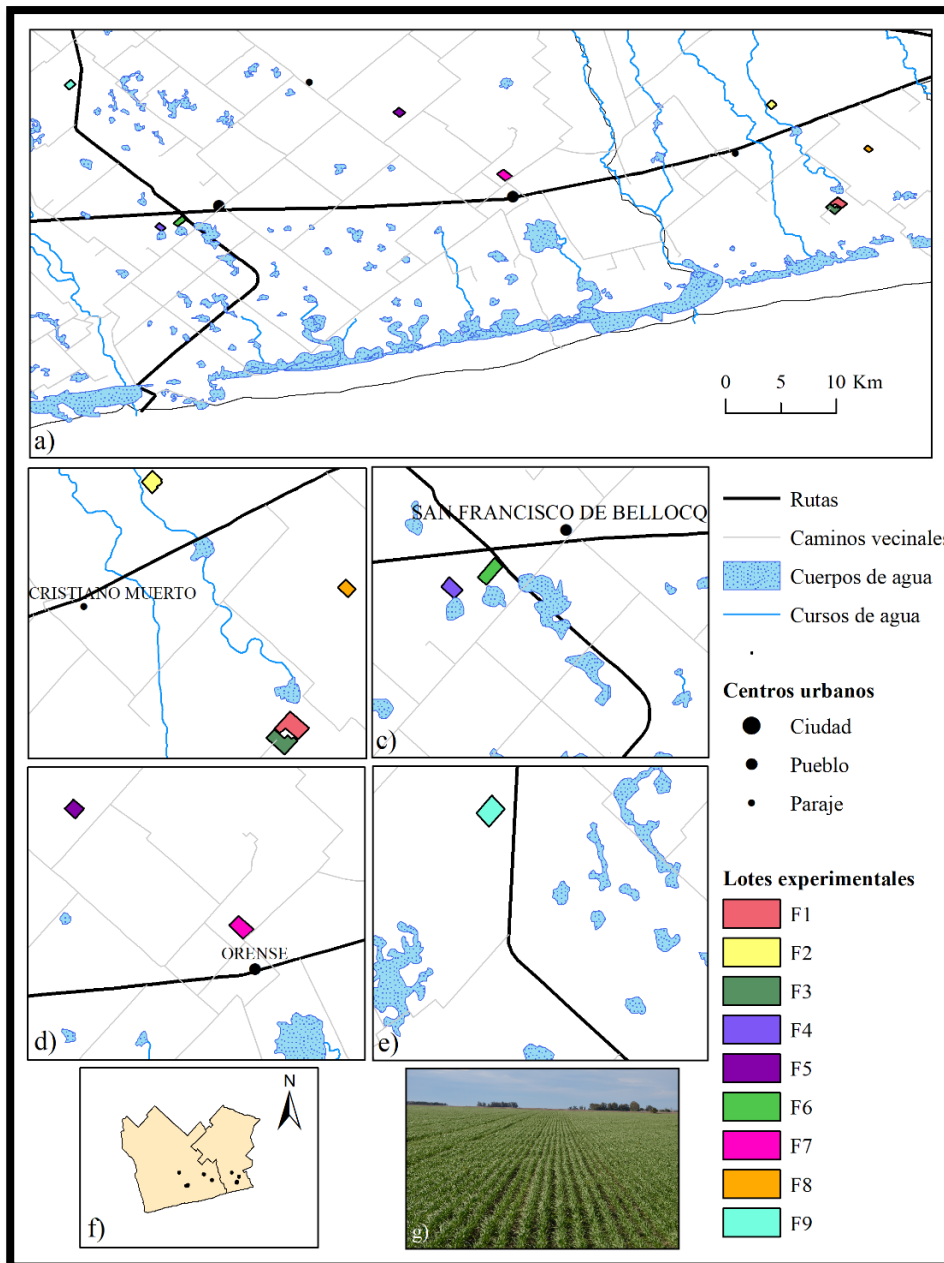
secado de grano, en donde al llegar a esta instancia, el rendimiento ya fue definido y el grano sólo pierde humedad. La cosecha se realiza cuando el cultivo alcanza cerca del 14 % de humedad (humedad de comercialización), por lo general a fines de diciembre-principios de enero.

#### Área de estudio y parcelas experimentales

Este trabajo se llevó a cabo en nueve lotes privados en el sudeste de la provincia de Buenos Aires ubicados en la Pampa Austral (Fig. 5.4a, Fig. 5.5) (Cabrera 1976, Bilenca y Miñarro 2004). Los lotes se encontraban en los departamentos de Tres Arroyos ( $38^{\circ}22'26''$  S y  $60^{\circ}16'47''$  O) y San Cayetano ( $30^{\circ}7'59.99''$  S y  $66^{\circ}40'59.99''$  O) (Fig. 4b). Como se mencionó previamente, esta zona es parte de la IV región de producción de trigo en el país (Abadia et al. 2017) y se encuentra dentro de la zona de mejor aptitud de hábitat para los cauquenes (Fig. 1c) (Pedrana et al. 2014). La mejor calidad de hábitat fue definida como zonas de baja altitud rodeadas por cuerpos de agua inmersas en paisajes compuestos por cultivos y campos ganaderos (Pedrana et al. 2014). Todos los lotes fueron cultivados con trigo y tuvieron prácticas y manejos agronómicos similares (Tabla 5.1). A su vez, los propietarios de estos lotes consideraban que podían convivir con los cauquenes, por lo que no aplicaban medidas de control contra ellos, dejándolos pastorear el cultivo. En todos los casos, al momento de la siembra, los propietarios aplicaron Fosfato Di amónico (100–150 kg/ha) y cuando el cultivo se encontraba en estado de macollaje fertilizaron con nitrógeno (150–200 kg/ha). A su vez, en cada campo se aplicaron herbicidas a lo largo del ciclo del trigo cuando cada productor lo consideró necesario, sin seguir un patrón determinado.



**Figure 5.4:** a) Partidos de San Cayetano y Tres Arroyos (gris), área correspondiente a la Pampa Sur (negro) en la provincia de Buenos Aires (blanco). b) Partidos de San Cayetano y Tres Arroyos con las principales ciudades (círculos blancos) y rutas (líneas blancas), y los lotes experimentales (círculos negros). Los colores del fondo representan la categoría de calidad de hábitat para las tres especies de cauquenes. d) Mapa de aptitud de hábitat en el sudeste de la provincia de Buenos Aires (Figura modificada de Pedrana et al. 2014) y los límites de los departamentos (delimitados en blanco).



**Figura 5.5:** a) Ubicación de los nueve lotes experimentales, centros urbanos, caminos vecinales, rutas, cursos y cuerpos de agua presentes en la zona. b) Lotes F1, F2, F3 y F8. c) Lotes F4 y F6. d) Lotes F5 y F7. e) Lote F9. f) Ubicación de los lotes experimentales en los partidos de Tres Arroyos y San Cayetano. g) Fotografía de un lote con trigo de la región. Mapa creado en ArcGIS.

**Tabla 5.1:** Información de los nueve lotes donde se desarrolló este estudio. Identidad (ID) y tamaño de cada lote (ha). Número de parcelas control (número final/número original) y con pastoreo (número final/número original), variedad y ciclo de trigo (L: largo, L-I: intermedio; C: corto), fecha de siembra y rendimiento (kg/ha) de cada lote.

ID	Tamaño	Control	Con pastoreo	Variedad	Ciclo	Siembra	Rendimiento
F1	40.6	4/5	10/15	ACA Ciprés	L	07/06/17	6500
F2	33.6	1/4	2/7	ACA Ciprés	L-I	11/06/17	5000
F3	48.7	5/6	17/12	ACA Ciprés	L	07/06/17	6500
F4	40	4/5	7/17	Nidera 801	L-I	11/06/17	6000
F5	40	3/5	5/16	Baguette 12	L-I	12/06/17	5500
F6	50	2/6	2/14	Baguette 12	L-I	12/06/17	7800
F7	50	3/6	3/19	Meteoro	I	16/06/17	4700
F8	20	3/4	6/11	ACA 901	C	04/08/17	5500
F9	50	0/6	-	Candéal	C	30/07/17	-
Total	372.9	25/47	47/116				

En el 2017, luego de la siembra, se estableció en cada lote un diseño estratificado de parcelas con dos tratamientos: con y sin pastoreo. Se colocaron 47 parcelas de exclusión para evitar el pastoreo de cauquenes (parcelas sin pastoreo o control) y 116 parcelas sin exclusión (parcelas con pastoreo). Se colocó un mayor número de parcelas con pastoreo debido a que al inicio del estudio no se podía predecir qué zonas iban a ser pastoreadas por los cauquenes. El número de parcelas experimentales en cada lote varió según el tamaño y la forma del mismo (Tabla 5.1). Las parcelas control y con pastoreo estaban separadas entre sí por al menos 100 m y todas eran de 1 m<sup>2</sup> e incluían cinco filas de trigo. En cada parcela control se colocó una jaula de alambre de 1 x 1 x 0.4 m con una malla rectangular de 29 x 10 cm (Fig. 5.6a). Las parcelas con pastoreo se marcaron con estacas pequeñas y se geo-referenciaron para poder encontrarlas en las posteriores visitas. Estudios previos mostraron que ni las jaulas ni las estacas causaban algún efecto en el pastoreo de los cauquenes alrededor de las mismas (Owen 1972a, Omaña 2016). Cada parcela estaba separada del borde del lote por lo menos por 50 m, para evitar el efecto de borde (van Der Graaf et al. 2005). Debido a que los cauquenes son las únicas especies que formar grandes bandadas en invierno en la zona y por su comportamiento territorial (Pedrana et al. 2014), se asumió que el efecto del pastoreo de otras especies era despreciable en este estudio.

Desde mayo a septiembre, se visitó cada campo cada dos semanas, realizando seis visitas en total. Durante la 1<sup>era</sup> (30 de mayo de 2017) y la 2<sup>nda</sup> (15 de junio de 2017) visita el cultivo de trigo todavía no había emergido pero los cauquenes ya se encontraban en el área de estudio. La 3<sup>era</sup> visita (1 de julio de 2017) correspondió al estadio de pre-macollaje del trigo, mientras que la 4<sup>ta</sup> (24 de julio de 2017) y la 5<sup>ta</sup> visita (15 de agosto de 2017) al estadio de macollaje (Miralles et al. 2014). La 6<sup>ta</sup> visita (1 de septiembre de 2017) se realizó en el estadio de macollaje tardío cuando los cauquenes ya habían

abandonado el área de estudio (inicio de su migración). En este momento, se removieron las jaulas y se marcaron todas las parcelas con palos altos de madera. Todas estas visitas correspondieron a estadios vegetativos del trigo. Finalmente, en diciembre (15-20 de diciembre de 2017), cuando el trigo llegó a su madurez fisiológica, se cosecharon a mano todas las parcelas.

### Intensidad de pastoreo

Para estimar la intensidad de pastoreo en cada lote y en cada visita, se realizaron transectas lineales distribuidas al azar cubriendo los distintos ambientes dentro de cada lote (lomas, media-loma y bajos). El largo de las transectas fue proporcional al tamaño de cada lote (largo promedio =  $4.25 \pm 1.31$  km) y el ancho total fue de 4 m. En cada transecta se contaron y recolectaron heces frescas de cauquenes. Madsen y Boertmann (2008) mostraron que las heces de gansos se mantienen visibles por lo menos por dos semanas, dependiendo de las condiciones ambientales, y las densidades encontradas son un buen indicador del uso que hacen las aves. En este estudio, la intensidad de pastoreo fue determinada de manera independiente de las parcelas. Para estimar el número de cauquenes (indicador de la intensidad de pastoreo) en cada lote y en cada visita se realizaron los siguientes cálculos: 1) Se utilizó el número de heces encontradas a lo largo de la transecta y se extrapoló al tamaño de cada lote, para obtener el número de heces por área de cada lote. 2) Se multiplicó el valor obtenido por la tasa de defecación del cauquén común, estimado en 1 feca/4 min (Summers y Grieve 1982), ya que fue la especie más abundante de las tres. 3) Finalmente, para estimar el número de cauquenes por lote se multiplicó por 8 horas por día, que es el período de tiempo que se estima que los cauquenes forrajean cada lote (Gorosábel datos no publicados). Estudios similares utilizaron la densidad de heces como indicador de la presión de pastoreo ejercida en un campo (Owen 1972b, Bachman 2008).

### Potenciales daños del pastoreo de cauquenes en trigo

Se midió la cobertura de trigo a nivel del suelo realizando un análisis digital de fotografías (Mullan y Barcelo Garcia 2012) de todas las parcelas (con y sin pastoreo), durante el período en que los cauquenes se encontraban en el área de estudio y había trigo (3<sup>era</sup>, 4<sup>ta</sup> y 5<sup>ta</sup> visita). Para obtener la foto, se construyó un soporte de madera, que consistía en un palo vertical de 150 cm y uno horizontal de 50 cm de largo. Al final de la parte horizontal, se montó la cámara en posición vertical apuntando hacia abajo a 1,5 m del suelo (Fig. 5.6d). Esta configuración permitió tomar una foto color con buena definición ( $4128 \times 3096$  píxeles) de cada parcela (Louhaichi et al. 2001). Las fotos fueron analizadas con el software *ImageJ* (Ferreira y Rasband 2012, Schneider et al. 2012) (Fig. 5.7). En primer lugar, se ajustaron los parámetros de la imagen (umbral de matiz, brillo y saturación). Para separar las plantas de trigo del suelo desnudo, se utilizó el Método de Umbral Predeterminado (“*Default thresholding method*”) (Ferreira y Rasband 2012). Los parámetros de las imágenes se mantuvieron constantes para las fotos correspondientes al mismo lote y visita, ya que las condiciones ambientales y de luz variaban entre ellos. En segundo lugar, se transformaron las imágenes color a blanco y negro. El negro representó

las plantas y el blanco el suelo desnudo. Debido a que la humedad del suelo podía variar a lo largo de un mismo lote, afectando el valor del umbral, se examinó la imagen original y la clasificación en blanco y negro una al lado de la otra en la pantalla de la computadora y se ajustó el umbral hasta que la clasificación fuera aceptable (Fig. 5.7). Finalmente, se calculó el área total de la imagen y el área ocupada por píxeles negros (plantas) y se obtuvo el porcentaje de cobertura vegetal.

Por otro lado, en cada parcela se contó el número total de plantas y el número de plantas comidas para obtener el porcentaje de plantas comidas por parcela, como otro indicador de la intensidad de pastoreo (Fig. 5.6b). Esta medición se realizó en la 3<sup>era</sup>, 4<sup>ta</sup> y 5<sup>ta</sup> visita y se consideró como plantas comidas aquellas que tenían una fracción de las hojas cortadas (Fig. 5.8).

En cada parcela, también se midió el contenido de clorofila en las hojas de trigo. Esta variable se tomó de manera indirecta y de una forma no destructiva utilizando un medidor óptico portátil de mano (SPAD) (Fig. 5.6c). El SPAD determina la cantidad de clorofila presente en la hoja mediante la transmitancia óptica, compensando las diferencias en el grosor de las hojas. Esta medición es un indicador de la calidad nutricional de la planta (Filella et al. 1995, Mullan y Mullan 2012). Por lo que, para determinar si el contenido de clorofila variaba a lo largo del tiempo, se tomaron dos mediciones. La primera se realizó en la primera semana del estado vegetativo del trigo durante la 3<sup>era</sup> visita. La segunda medición se ejecutó en el estadio de macollaje tardío, durante la 6<sup>ta</sup> visita (Gandrup et al. 2004). Cada medición fue el promedio del contenido de clorofila de cinco plantas tomadas al azar en cada parcela.

El porcentaje de macollos comidos fue evaluado en el estadio de macollaje tardío (6<sup>ta</sup> visita). Se recolectaron 30 cm de trigo de cada parcela (10 cm lineales de las tres filas centrales de trigo), levantando desde la raíz con el objetivo de poder identificar el número de macollos por planta (Fig. 5.6f). Las plantas fueron almacenadas en bolsas de papel madera para que se libere la humedad. Una vez en el laboratorio, se contó el número total de macollos por planta y el número de macollos comidos y se obtuvo el porcentaje de macollos comidos por parcela. Se consideró como macollos comidos aquellos que tenían una parte de las hojas cortadas.

Finalmente, en diciembre, cuando el trigo se encontraba en madurez fisiológica, se cosecharon manualmente muestras de cada parcela (Fig. 5.6g). Por un lado, se cosecharon 30 cm de trigo (10 cm lineales de cada fila central de cada parcela), cortando las plantas sin la raíz. En el laboratorio, se registró el peso fresco de las muestras, se secaron en estufa a temperatura constante (60-65 °C) por 48 hs y se obtuvo el peso seco de las mismas. Luego se contó el número de espigas por muestra y se trillaron para obtener el peso seco de los granos. Con esta información, se calculó los granos por parcela (Kg de granos/parcela) y el Índice de cosecha (HI pos siglas en inglés, *Harvest Index*) (Ec. 2)

$$\text{Ec. 2} \quad \text{HI} = \text{peso seco de los granos} / \text{peso seco de toda la planta}$$

Por otro lado, en el campo, en los 60 cm lineales restantes de las tres filas centrales de cada parcela, se cosecharon únicamente las espigas. Una parte de cada muestra fue secada en estufa a temperatura constante (60-65 °C) por 48 hs para obtener el peso de 1000 granos y el número de granos por parcela. La otra parte de la muestra fue utilizada para hacer análisis de proteínas (Ver siguiente sección).

#### Potenciales servicios ecosistémicos asociados al pastoreo de cauquenes en trigo

Se recolectaron heces frescas en cada transecta (ver sección de Intensidad de pastoreo) durante cada visita y se colocaron en heladera en bolsas de plástico. Con el objetivo de aumentar el volumen de cada muestra, se agruparon 15 heces por muestra.

Por un lado, se analizó la concentración total de Nitrógeno (N) y de Fósforo (F) en el Laboratorio de Fertilidad de Suelos del INTA EEA Balcarce. La concentración de N se determinó usando el método de combustión seca y detecciones de termo conductividad (LECO 2010). La concentración de F se midió colorimétricamente con el método de Murphy y Riley (1962). Se comparó el aporte de nutrientes en las heces de cauquenes en dos momentos contrastantes: antes y después de la emergencia del trigo. Por último, teniendo en cuenta la tasa de defecación considerada (1 fecca/4 min) y las 8 hs diarias de pastoreo, se extrapola la concentración de N y P utilizando la densidad de cauquenes estimada para las tres especies en la zona de mayor calidad de hábitat (densidad estimada=0.2 ind/ha.) (Pedrana et al. 2014, 2018c).

Por otro lado, para evaluar el consumo de malezas por los cauquenes, se analizaron microhistológicamente dos muestras de heces, una correspondiente al período de antes de emergencia del trigo y otra de después de la emergencia (Hansen et al. 1977, Lindström 1994). Cada muestra estaba compuesta por 30 heces. Esta técnica es apropiada para las heces de muchas aves acuáticas porque presentan una baja digestibilidad (Owen 1975, Martín 1984). Se prepararon 20 portaobjetos por muestra y se observaron 40 campos microscópicos (40x) por preparado, observando en total 800 campos microscópicos por muestra. La identificación de las plantas se hizo a nivel de especie cuando fue posible, comparando los fragmentos encontrados con material recolectado en el campo.

Asociado al consumo de malezas por parte de los cauquenes, se evaluó el efecto del pastoreo en la cobertura de las mismas (Fig. 5.6e). Esta cobertura fue analizada visualmente en las parcelas en la 3<sup>era</sup>, 4<sup>ta</sup> y 5<sup>ta</sup> visita. Debido al bajo porcentaje que tenían en las parcelas ( $1.02 \pm 1.7\%$ ), no fue posible identificar las especies en las fotos digitales (ver Sección de Potenciales daños).

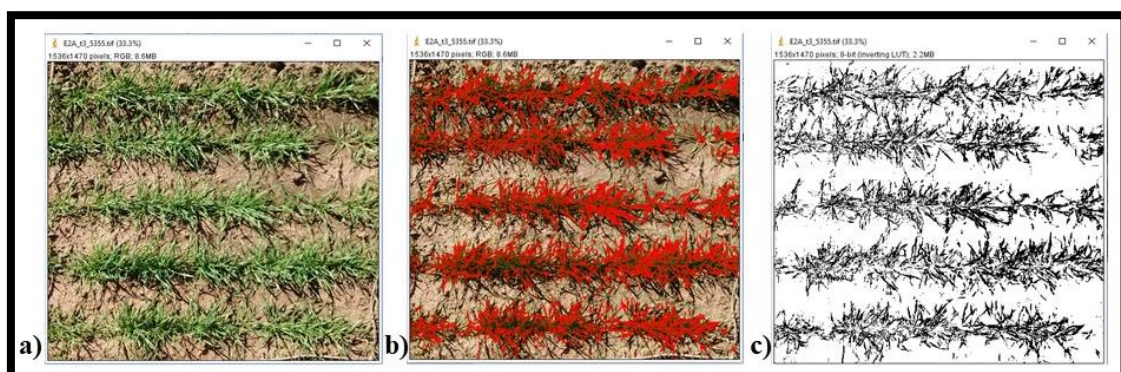
Teniendo en cuenta que presiones intermedias de pastoreo pueden estimular el crecimiento de las plantas (Lorenzen y Madsen 1986, van Der Graaf et al. 2005), se evaluó si el pastoreo de cauquenes tenía un efecto positivo en el cultivo (“efecto macollador”). Para ello, se tomó como indicador el porcentaje de macollos por planta. En el laboratorio, luego de la recolección de muestras en la 6<sup>ta</sup> visita (ver Sección de Potenciales daños), se contó el número de macollos totales. Estas muestras fueron recolectadas poco tiempo después de que los cauquenes empezaran su migración, abandonando el área de estudio, en el estadio de macollaje tardío del trigo.



Finalmente, en diciembre, se tomó una sub-muestra de 40 gr de la muestra de 60 cm cosechadas (ver Sección de Potenciales daños) y se cuantificó el contenido de proteínas totales como una medida de calidad industrial de granos. El contenido de proteínas fue determinado por el método óptico de diagnóstico de Espectroscopia de Infrarrojo cercano (NIRS en inglés, “*Near Infrared Spectroscopy*”) utilizando en aparato DS 2500 (FOSS, Hillerod, Dinamarca) en el INTA EEA Barrow.

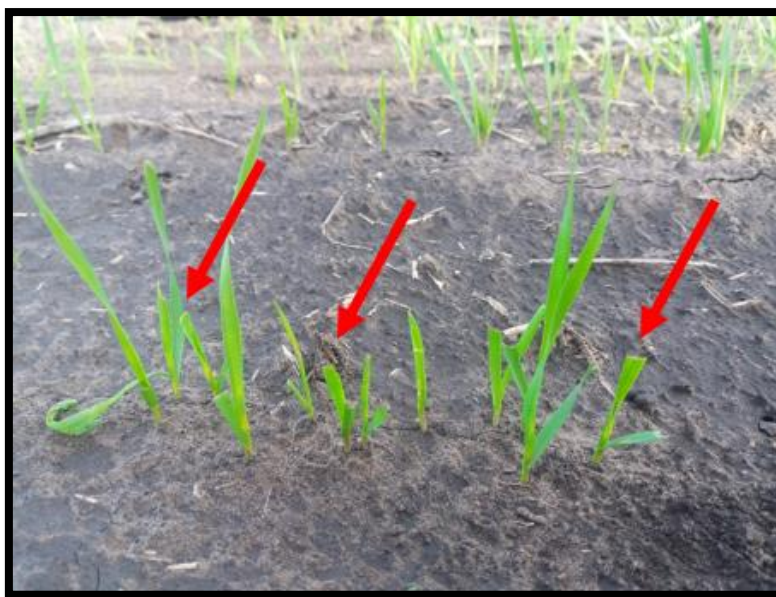


**Figura 5.6:** a) Jaula de exclusión en uno de los lotes con un grupo de cauqueses en el fondo; b) Conteo del número de plantas comidas; c) Medición del contenido de clorofila en las plantas (SPAD); d) Medición de la cobertura de trigo; e) Medición de cobertura e identificación de malezas; f) Cosecha de macollos (macollaje tardío); g) Cosecha de las espigas.



**Figura 5.7:** Análisis de cobertura con el software *ImageJ* (Ferreira y Rasband 2012, Schneider et al. 2012). A modo de ejemplificar el análisis se muestra: a) foto original de una parcela; b) identificación de los píxeles verdes; 3) imagen final blanco y negro a partir de la cual se calcularon los porcentajes.





**Figura 5.8:** Fotografía tomada en uno de los lotes experimentales donde se identifican las plantas comidas por caequenas.

#### Análisis estadístico

Se utilizaron Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM) para evaluar si la intensidad de pastoreo variaba entre las visitas y entre lotes. Para analizar el efecto del momento de las visitas, se consideró la visita (variable categórica de tres niveles: 3<sup>era</sup>, 4<sup>ta</sup> y 5<sup>ta</sup>) como efecto fijo y la identidad de cada lote como efecto aleatorio. Para analizar el efecto del lote, se consideró la identidad del lote (variable categórica) como efecto fijo y la visita como efecto aleatorio. A su vez, con la prueba de LDS Fisher se evaluaron las diferencias en la intensidad de pastoreo entre lotes y visitas.

Para estudiar el efecto del tratamiento, la intensidad de pastoreo y la visita en las distintas variables consideradas en las parcelas (cobertura de trigo, porcentaje de plantas comidas, porcentaje de macollos comidos, número de macollos por planta, número de granos por parcela, cobertura de malezas, contenido de clorofila, rendimiento de granos por parcela, HI, peso de 1000 granos y proteínas) también se utilizaron GLMMs. En estos casos, se consideraron como efectos fijos el tratamiento (variable categórica de dos niveles: con pastoreo y control), la intensidad de pastoreo (variable continua) y la visita. Cuando se evaluó el efecto de la visita, se consideró la identidad del lote, la “sub-área” donde se encontraban las parcelas y la identidad de la parcela como efectos aleatorios anidados. La intensidad de pastoreo se determinó como la densidad de caequenas estimada por lote por visita calculada a partir del conteo de heces frescas (ver Sección de Intensidad de Pastoreo). En la 6<sup>ta</sup> visita y en la cosecha, se consideró la intensidad de pastoreo como la densidad de caequenas acumulados durante todas las visitas previas. Además, se tuvo en cuenta la interacción de los efectos fijos. En todos los modelos, se controló la dependencia de las parcelas del mismo lote, considerando la identidad de cada lote como efecto aleatorio. La dependencia de las parcelas control y con pastoreo ubicadas en zonas cercanas dentro del

mismo lote, se controló considerando la identidad de las “sub-área” como efecto aleatorio. Estas sub-áreas son zonas de cada lote que tenían similitudes biofísicas y agronómicas como la profundidad, irrigación y compactación del suelo, que no se tuvieron en cuenta para este análisis. Se consideró la cercanía de las parcelas dentro de estas zonas como efecto aleatorio para evitar diferencias en las mediciones debido a estos factores. Para evaluar el efecto del tiempo cuando los cauqueses se encontraban en el área de estudio (3<sup>era</sup>, 4<sup>ta</sup> y 5<sup>ta</sup> visita), se consideró la visita como efecto fijo y la identidad de la parcela como efecto aleatorio. A su vez, se utilizó la correlación de simetría compuesta para modelar los residuos de los efectos aleatorios en el tiempo. Se evaluaron todos los posibles modelos para cada variable y se seleccionó el mejor modelo utilizando el Criterio de Información de Akaike (AIC). Todos los análisis se realizaron *R studio* (R Development Core Team 2017) usando los paquetes *lme4* y *nlme*.

Por último, se analizaron y compararon los nutrientes de las heces de cauqueses en dos momentos contrastantes (antes y después de la emergencia del trigo) utilizando la Prueba de T-Student (Zar 1984).

## RESULTADOS

Se utilizaron el 41% de las parcelas con pastoreo (47/116) y el 53% de las parcelas control (25/47) (Tabla 5.1). Algunas de las parcelas tuvieron que ser descartadas porque los cauqueses no pastorearon la zona en ningún momento de la temporada o porque se inundaron. A su vez, de los nueve lotes originales, se realizaron los análisis en ocho de ellos (F9 fue excluido), ya que este no tuvo cauqueses en ningún momento de la temporada.

### Intensidad de pastoreo de cauqueses

Se realizaron 21 transectas en total. En la mayoría de los lotes se pudo realizar una transecta por visita, exceptuando el lote F2. Las condiciones climáticas y de los caminos no permitieron acceder en la 3<sup>era</sup> visita a F2 (Tabla 5.2).

Para los análisis, se asumió que los cauqueses utilizaron todos los lotes, ya que siempre se encontraron heces frescas en los mismos. Del análisis de intensidad de pastoreo se excluyó el lote F8, ya que el momento de siembra fue al final de la temporada de invernada (Tabla 5.1). Debido a la siembra tardía (ciclo corto) no se pudo hacer esta comparación ya que solo se obtuvo una estimación de densidad de cauqueses. En consecuencia, para este análisis se trabajó en siete lotes.

La intensidad de pastoreo varió entre lotes (Modelo 1, Tabla 5.3) y entre visitas (Modelo 2, Tabla 5.3). La intensidad de pastoreo fue significativamente distinta en cinco de los lotes durante toda la temporada (LSD Fisher,  $p < 0.05$ , Fig. 5.9a). F1 y F3 fueron los lotes más pastoreados (F1:  $153 \pm 31$ , F3:  $187 \pm 38$ ; Fig. 5.9a). F6 y F7 tuvieron la menor intensidad de pastoreo y fueron los únicos lotes donde no hubo diferencias significativas entre ellos (F6:  $9 \pm 2$ , F7:  $8 \pm 2$ ; Fig. 5.9a). Considerando los siete lotes, la intensidad de pastoreo varió entre visitas (LSD Fisher,  $p < 0.05$ ; Fig. 5.9b). Se estimó un

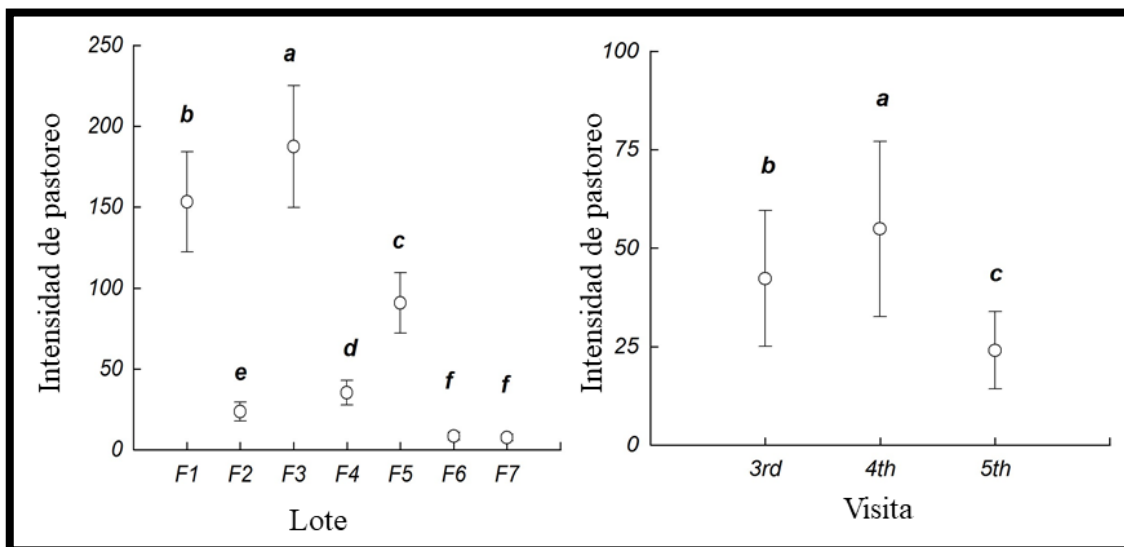
mayor número de cauquenes por lote en la 4ta visita ( $55 \pm 22$ ) y el menor en la 5ta visita ( $24 \pm 10$ ; Fig. 5.9b).

**Tabla 5.2:** Densidad estimada de cauquenes (*Chloephaga* spp.) por lote y visita como una medida de intensidad de pastoreo en ocho lotes de trigo en el sudeste de la provincia de Buenos Aires. Lote: identidad de cada lote; visitas: 3<sup>era</sup>, 4<sup>ta</sup> y 5<sup>ta</sup> fueron realizadas en los estadios vegetales del trigo.

Lote	Visita	Heces por transecta	Densidad de heces por lote	Densidad de cauquenes estimada por lote
F1	3 <sup>era</sup>	357	10473	87
	4 <sup>ta</sup>	1304	27690	231
	5 <sup>ta</sup>	737	20163	168
F2	3 <sup>era</sup>	170	5853	49
	4 <sup>ta</sup>	0	0	0
F3	3 <sup>era</sup>	1524	37867	316
	4 <sup>ta</sup>	1100	18147	151
	5 <sup>ta</sup>	735	15193	127
F4	3 <sup>era</sup>	384	11636	97
	4 <sup>ta</sup>	109	1820	15
	5 <sup>ta</sup>	0	0	0
F5	3 <sup>era</sup>	0	0	0
	4 <sup>ta</sup>	1380	31724	264
	5 <sup>ta</sup>	101	2829	24
F6	3 <sup>era</sup>	89	2920	24
	4 <sup>ta</sup>	12	419	3
	5 <sup>ta</sup>	0	0	0
F7	3 <sup>era</sup>	40	1163	10
	4 <sup>ta</sup>	76	1706	14
	5 <sup>ta</sup>	0	0	0
F8	5 <sup>ta</sup>	220	2366	20

**Tabla 5.3:** Resultados de los GLMMs de la intensidad de pastoreo con los efectos de la identidad del lote y de las visitas y los parámetros estimados.

Modelo	Variable respuesta	Efectos fijos	Valor estimado ± SE	<i>p</i>
1	Intensidad de pastoreo	Intercepto	5.03 ± 0.2	<0.001
		F2	-1.87 ± 0.15	<0.001
		F3	0.2 ± 0.06	0.001
		F4	-1.47 ± 0.1	<0.001
		F5	-0.52 ± 0.07	<0.001
		F6	-2.89 ± 0.2	<0.001
		F7	-3.01 ± 0.21	<0.001
2	Intensidad de pastoreo	Intercepto	3.75 ± 0.41	<0.0001
		Visita 4	0.26 ± 0.06	<0.0001
		Visita 5	-0.56 ± 0.07	<0.0001



**Figura 5.9:** A) Intensidad de pastoreo por lote. B) Intensidad de pastoreo por visita. Se llevaron a cabo seis transectas en la 3<sup>er</sup> visita, siete en la 4<sup>ta</sup> y ocho en la 5<sup>ta</sup>. Las barras representan el error estándar. Letras diferentes significa que las medias difieren significativamente ( $p < 0.05$ ) por la prueba de LSD Fisher

#### Potenciales daños del pastoreo de caquenes en trigo

El porcentaje de la cobertura de trigo disminuyó significativamente con la intensidad de pastoreo en todas las visitas (Modelo 1, Tabla 5.4). Las parcelas con pastoreo tenían significativamente menor cobertura de trigo en comparación con las parcelas control (Modelo 1, Tabla 5.4).

El porcentaje de plantas comidas aumentó significativamente en parcelas con pastoreo en comparación con las parcelas control pero solo al final del estadio de macollaje (5<sup>ta</sup> visita, Modelo 2, Tabla 5.4). A su vez, se encontró un efecto significativo de la intensidad de pastoreo al principio del estadio de macollaje (4<sup>ta</sup> visita), mostrando un aumento en el porcentaje de plantas comidas (Modelo 2, Tabla 5.4).

El contenido de clorofila varió entre el pre-macollaje (3<sup>era</sup> visita) y el macollaje tardío (6<sup>ta</sup> visita), indicando un aumento a medida que crece el trigo (Modelo 3, Tabla 5.4). Por otro lado, no se encontró un efecto significativo en esta variable de la intensidad de pastoreo (Modelo 3, Tabla 5.4).

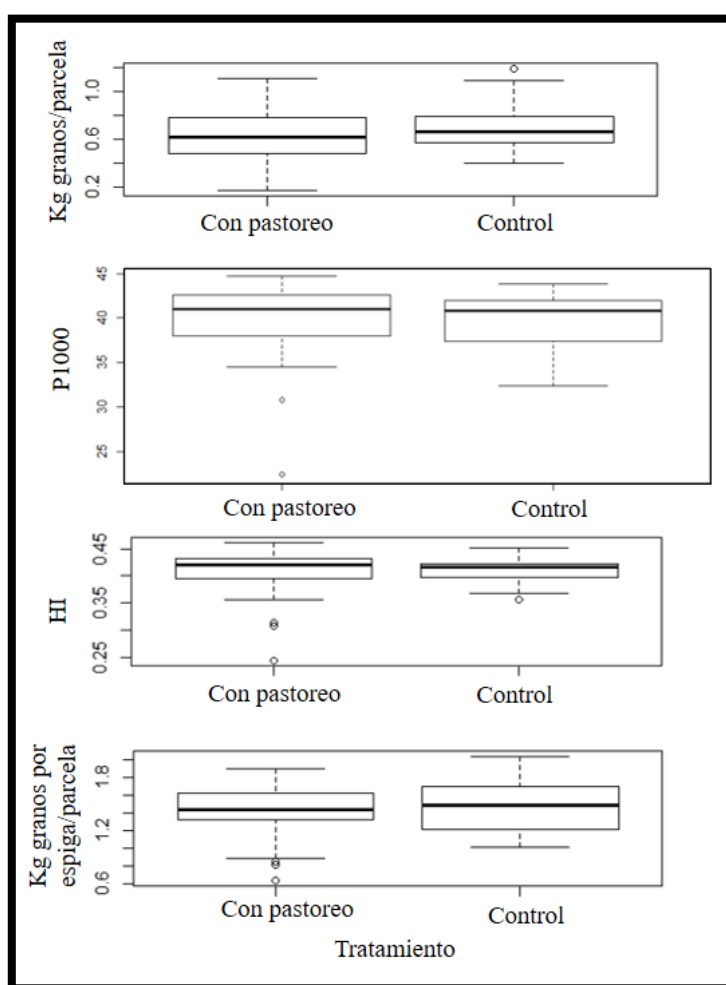
El porcentaje de macollos comidos aumento significativamente con la intensidad de pastoreo y en las parcelas con pastoreo (Modelo 4, Tabla 5.4).

Finalmente, no se encontraron diferencias significativas del tratamiento ni de la intensidad de pastoreo en las variables correspondientes al rendimiento de trigo (Kg granos por parcela, HI, peso de 1000 granos y número de granos) (Modelo 5, 6, 7 y 8, Tabla 5.4) (Fig. 5.10).

**Tabla 5.4:** Parámetros estimados de los análisis estadísticos de GLMMs ajustados por la máxima verosimilitud de las variables indicadoras de potenciales daños. Se consideraron los efectos aleatorios de identidad del lote, sub-área del lote y de la parcela.

Modelo	Variable respuesta	Efectos fijos	Valor estimado $\pm$ SE	<i>p</i>
1	Cobertura de trigo	Intercepto	1.23 $\pm$ 0.17	<0.0001
		Tratamiento (pastoreo)	-0.62 $\pm$ 0.28	0.03
		Visita 4	0.97 $\pm$ 0.16	<0.0001
		Visita 5	2.45 $\pm$ 0.14	<0.0001
		Intensidad de pastoreo	0.002 $\pm$ 0.001	0.03
		Tratamiento (pastoreo) x Visita 4	0.36 $\pm$ 0.29	0.22
		Tratamiento (pastoreo) x Visita 5	0.47 $\pm$ 0.27	0.88
		Visita 4 x Intensidad de pastoreo	-0.002 $\pm$ 0.001	0.04
		Visita 5 x Intensidad de pastoreo	-0.006 $\pm$ 0.001	<0.0001
2	Porcentaje de plantas comidas	Intercepto	2.65 $\pm$ 0.26	<0.0001
		Tratamiento (pastoreo)	0.74 $\pm$ 0.28	0.01
		Visita 4	-0.88 $\pm$ 0.27	0.002
		Visita 5	-0.88 $\pm$ 0.27	0.002
		Intensidad de pastoreo	0.0004 $\pm$ 0.001	0.7
		Tratamiento (pastoreo) x Visita 4	0.38 $\pm$ 0.43	0.38
		Tratamiento (pastoreo) x Visita 5	1.35 $\pm$ 0.4	0.001
		Visita 4 x Intensidad de pastoreo	0.005 $\pm$ 0.002	0.007
		Visita 5 x Intensidad de pastoreo	0.0007 $\pm$ 0.002	0.75
3	Contenido de clorfila	Intercepto	28.8 $\pm$ 1.92	<0.0001
		Tratamiento (pastoreo)	-1.01 $\pm$ 2.7	0.7
		Visita 6	15.54 $\pm$ 2.08	<0.0001
		Intensidad de pastoreo	0.02 $\pm$ 0.01	0.16
		Tratamiento (pastoreo) x Visita 6	1.62 $\pm$ 3.01	0.6
		Visita 6 x Intensidad de pastoreo	-0.02 $\pm$ 0.01	0.06
4	Porcentaje de macollos comidos	Intercepto	15.34 $\pm$ 2.53	<0.0001
		Tratamiento (pastoreo)	12.57 $\pm$ 3.66	0.001
		Intensidad de pastoreo	0.05 $\pm$ 0.008	<0.0001
5	Kg granos por parcela	Intercepto	0.7 $\pm$ 0.05	<0.0001
		Tratamiento (pastoreo)	-0.015 $\pm$ 0.07	0.83
		Intensidad de pastoreo	-0.014 $\pm$ 0.34	0.33

6	Índice de cosecha (HI)	Intercepto	$0.4 \pm 0.009$	<0.0001
		Tratamiento (pastoreo)	$-0.014 \pm 0.01$	0.2
		Intensidad de pastoreo	$0.00003 \pm 0.01$	0.18
7	Peso de 1000 granos (P1000)	Intercepto	$39.64 \pm 0.92$	<0.0001
		Tratamiento (pastoreo)	$-0.13 \pm 0.9$	0.88
		Intensidad de pastoreo	$-0.001 \pm 0.002$	0.67
8	Número de granos por parcela	Intercepto	$7.98 \pm 0.025$	<0.0001
		Tratamiento (pastoreo)	$0.009 \pm 0.027$	0.75
		Intensidad de pastoreo	$-0.00002 \pm 0.00007$	0.79



**Figura 5.10:** Gráficos de las variables tomadas en la cosecha de trigo en función de los tratamientos (con pastoreo vs. control). Estos gráficos muestran la variabilidad de los datos crudos obtenidos para cada variable considerada.

### Potenciales servicios ecosistémicos asociados al pastoreo de cauquenes en trigo

Se analizaron muestras de heces frescas correspondientes al período previo a la emergencia del trigo (n=270) y después de la emergencia (n=375). El peso promedio de cada muestra compuesta por 15 heces secas fue de  $15.68 \pm 1.1$  g antes y  $12.62 \pm 0.39$  g después de la emergencia. Se encontraron diferencias significativas en los dos nutrientes analizados entre los períodos contrastantes (N:  $t = -5.89$ ,  $df=39$ ,  $p < 0.0001$ ; F:  $t = -4.72$ ,  $df=26$ ,  $p < 0.0001$ ). Las heces contenían  $1.78 \pm 0.16$  % de N y  $0.49 \pm 0.02$  % de F antes, y  $3.1 \pm 0.15$  % de N y  $0.63 \pm 0.01$  % de P después de la emergencia del trigo. Estos resultados indican un aumento en la concentración de nutrientes en el período posterior a la emergencia del trigo. En base a las observaciones a campo, se determinó que los cauquenes arribaron al sudeste bonaerense aproximadamente 30 días antes de la emergencia de las plantas de trigo, mientras que permanecen otros dos meses más luego de la emergencia, antes de emprender la migración hacia las zonas de reproducción. Teniendo en cuenta esta cronología, el contenido estimado de nutrientes excretados por los cauquenes en el área de estudio fue de 14571 kg de N (0.01 kg/ha) y 4077 kg de F (0.004 kg/ha) antes y 44905 kg de N (0.04 kg/ha) y 9170 kg de F (0.009 kg/ha) después de la emergencia.

Los análisis microhistológicos de las heces antes de la emergencia del trigo mostraron que los cauquenes consumen por lo menos 13 especies de plantas que son consideradas malezas (Tabla 5.5). Las familias más consumidas fueron Poaceae (34.82%) y Scrophulariaceae (21.81%), mientras que las especies con mayores porcentajes en la dieta fueron *Lolium* sp (30.5%) y *Veronica arvensis* (21.8%). Los análisis de después de la emergencia indicaron que en este período solo comen trigo.



**Tabla 5.5:** Porcentaje de ocurrencia de especies de plantas encontradas en las muestras de heces de cauquenes antes de la emergencia de trigo.

Clase	Familia	Especie	Porcentaje de ocurrencia
Dicotiledoneas	Apiaceae	<i>Bowlesia incana</i>	0.32
	Asteraceae	<i>Cotula australis</i>	13.43
		<i>Helianthus annuus</i>	0.39
	Cariofilaceae	<i>Stellaria media</i>	9.73
	Caryophyllaceae	<i>Cerastium glomeratum</i>	0.63
	Papaveraceae	<i>Polygonum aviculare</i>	13.17
	Primulaceae	<i>Anagallis arvensis</i>	0.39
	Scrophulariaceae	<i>Veronica arvensis</i>	21.80
		NN	5.31
Monocotiledoneas		<i>Lolium sp</i>	30.59
		<i>Nasella tenuis</i>	1.64
	Poaceae	<i>Poa sp.</i>	0.71
		<i>Hordeum euclastum</i>	0.16
		<i>Trichloris crinita</i>	0.08
			NN

En cuanto a la cobertura de malezas, no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos ni con la intensidad de pastoreo (Modelo 1, 2 y 3, Tabla 5.6).

El número de macollos por planta tampoco varió significativamente entre los tratamientos ni con la intensidad de pastoreo (Modelo 4, Tabla 5.6).

Finalmente, se encontró una pequeña pero significativa diferencia en el contenido de proteínas en los granos. Esta variable aumentó en parcelas pastoreadas, pero no varió con la intensidad de pastoreo (Modelo 5, Tabla 5.6).

**Tabla 5.6:** Parámetros estimados de los análisis GLMMs ajustados por la máxima verosimilitud de las variables indicadoras de potenciales beneficios. Se consideraron los efectos aleatorios de la identidad del lote, sub-área del lote e identidad de la parcela.

Modelo	Variable respuesta	Efecto fijo	Valor estimado $\pm$ SE	<i>p</i>
1	Cobertura de malezas (3 <sup>era</sup> visita)	Intercepto	0.35 $\pm$ 0.31	0.27
		Tratamiento (pastoreo)	0.18 $\pm$ 0.42	0.65
		Intensidad de pastoreo	0.0009 $\pm$ 0.002	0.68
2	Cobertura de malezas (4 <sup>ta</sup> visita)	Intercepto	0.38 $\pm$ 0.21	0.07
		Tratamiento (pastoreo)	0.39 $\pm$ 0.27	0.16
		Intensidad de pastoreo	-0.007 $\pm$ 0.001	0.28
3	Cobertura de malezas (5 <sup>ta</sup> visita)	Intercepto	1.53 $\pm$ 0.55	0.009
		Tratamiento (pastoreo)	0.22 $\pm$ 0.65	0.74
		Intensidad de pastoreo	0.008 $\pm$ 0.006	0.16
4	Número de macollos por planta	Intercepto	5.38 $\pm$ 0.78	<0.0001
		Tratamiento (pastoreo)	0.28 $\pm$ 0.5	0.57
		Intensidad de pastoreo	-0.002 $\pm$ 0.001	0.09
5	Contenido de proteínas	Intercepto	9.89 $\pm$ 0.23	<0.0001
		Tratamiento (pastoreo)	0.45 $\pm$ 0.06	<0.0001
		Intensidad de pastoreo	0.0002 $\pm$ 0.0006	0.77

## DISCUSIÓN

Alrededor del mundo las poblaciones de muchas aves acuáticas, como los gansos, están aumentando, solapando sus áreas de alimentación con campo agrícolas y como consecuencia el conflicto es cada vez más grande (Nilsson et al. 2016, Fox y Madsen 2017). Por el contrario, en Argentina, las poblaciones de cauquenes están disminuyendo, llegando a números preocupantes (Cossa et al. 2016, Pedrana et al. 2018c). A pesar de que la caza se encuentra prohibida, el conflicto de los cauquenes en la región Pampeana sigue existiendo (Blanco et al. 2003, Pedrana et al. 2018c). Es por ello, que este capítulo brinda nueva e importante información para entender el conflicto y buscar soluciones, resaltando los SE vinculados a estas especies en los agroecosistemas pampeanos. Se encontró evidencias de que los cauquenes no generan una pérdida de rendimiento en cultivos de trigo y de los beneficios que estas especies están proveyendo a los agroecosistemas pampeanos, como el consumo de malezas y el ciclado de nutrientes.

### Intensidad de pastoreo de cauquenes

La intensidad de pastoreo varió entre lotes y visitas. Las diferencias observadas entre lotes durante la temporada invernal pudieron deberse a factores ambientales que pueden influir en los movimientos diarios de estas aves, como puede ser la distancia a los dormideros o factores del paisaje que rodean los lotes, como la densidad de rutas, el tendido eléctrico o las cortinas de árboles (Pedrana et al. 2014, Harrison et al. 2017, Pedrana et al. 2018a). En el caso de los tres lotes con mayor intensidad de pastoreo (F3, F1 y F5) se encontraban alejados de los pueblos o centros urbanos y en caminos vecinales poco transitados (Fig. 5.5b y Fig. 5.5d). A su vez, todos los lotes se encontraban cerca de cuerpos de agua que podrían actuar como dormideros de estas especies (Fig. 5.5). Los lotes menos frecuentados por los cauquenes se encontraban en áreas con mayores disturbios, como la cercanía a rutas (F6 y F9) o a centros urbanos (F7 se encontraba a 2.5 km lineales de la localidad de Orense) (Fig. 5.5c, 5.5d y 5.5e).

Por otro lado, según la experiencia obtenida en el campo, se pudo identificar que los cauquenes pastorearon de una manera heterogénea en cada uno de los lotes, siendo que se encontraron sectores dentro de los lotes muy forrajeados y sitios que no fueron visitados. Esta heterogeneidad puede explicarse por una posible selección de parche (dentro de los lotes), influenciado por la percepción de riesgo de las aves, seleccionando áreas con una clara visibilidad del entorno para poder detectar la presencia de depredadores (Harrison et al. 2017). La altura de la vegetación del borde de los lotes o la cercanía a cortinas de árboles puede estar afectando la percepción de riesgo de los cauquenes. Sin embargo, en algunos de los lotes experimentales se observaron cauquenes consumiendo relativamente cerca del borde del lote, por lo que otros factores pueden estar afectando esta percepción. Variaciones intrínsecas del lote, como presencia de bajos inundables o mayores pendientes pueden estar afectando a las plantas de trigo y así influir sobre la selección de parche de los cauquenes.

Por último, se observó que la intensidad de pastoreo por lote fue menor al final de la temporada. Shariati Najafabadi (2017) documentó que la barnacla cariblanca (*Branta leucopsis*) dedica menos tiempo a su alimentación cuando se encuentra próximo a iniciar su migración. Otra posible explicación es la calidad nutricional de las plantas a lo largo del ciclo del cultivo. Therkildsen y Madsen (1999) encontraron que dos especies de gansos, el ánsar piquicorto (*Anser brachyrhynchus*) y la barnacla cariblanca, cambian gradualmente a alimentos de baja calidad nutricional a medida que los ítems de alta calidad se agotan cuando forrajean en cultivos de trigo. A pesar que el contenido de proteínas de las hojas tiene un efecto significativo en la selección de los gansos, el largo de las hojas individuales también puede afectar el proceso selectivo (Therkildsen y Madsen 1999).

La intensidad de pastoreo estimada en este trabajo fue mucho menor a la reportada por otros estudios de pastoreo de aves acuáticas (Patterson et al. 1989, Summers 1990), incluso habiendo utilizado la cantidad de heces acumuladas. El lote que presentó la mayor intensidad de pastoreo tuvo 0.46 heces/m<sup>2</sup>, mientras que Patterson et al. (1989) y Summers (1990) encontraron una reducción en el rendimiento de trigo con densidades mayores a 5 heces/m<sup>2</sup> y 22 heces/m<sup>2</sup> respectivamente.

### Potenciales daños del pastoreo de cauquenes en trigo

En este estudio no se encontró una reducción significativa del rendimiento del trigo por el pastoreo de cauquenes, en concordancia con la primer hipótesis planteada y con otros estudios anteriores en la región (Tracanna y Ferreira 1984, Omaña 2016). Contrariamente, muchos estudios de daño a cultivos por otras especies encontraron que la intensidad del pastoreo interactuaba con otros factores, como el momento en el que efectivamente ocurre el pastoreo en relación a los estadios de crecimiento del cultivo y condiciones climáticas (Kahl y Samson 1984, Fox et al. 2017, Petkov et al. 2017). Para poder analizar algunos de estos factores, se midieron los efectos de las diferentes intensidades de pastoreo sobre el rendimiento y en distintos estadios del trigo. A pesar de que se encontró una disminución significativa de la cobertura de trigo y un aumento en el número de plantas comidas en las parcelas pastoreadas en relación a los controles, no se encontró una disminución significativa en ninguna de las variables medidas durante la cosecha (granos por parcela, HI, peso de 1000 granos y número de granos por parcela). Estos resultados pueden explicarse con la hipótesis de optimización, la cual describe la reacción de las plantas a un aumento de la herbívora y predice que presiones intermedias de pastoreo estimulan la producción vegetal (Mcnaughton 1979, van Der Graaf et al. 2005, Fox et al. 2017). A su vez, mejora la productividad primaria neta de las plantas pastoreadas en comparación con las no pastoreadas (van Der Graaf et al. 2005). Evidencias a favor de esta hipótesis están limitadas a determinados ecosistemas y varía según las especies de plantas (Belsky 1986, van Der Graaf et al. 2005, Fox et al. 2017). En esta investigación, los resultados del número de macollos por planta y los distintos parámetros de rendimiento sustentan la hipótesis de optimización y la planteada en este trabajo. A pesar del daño producido en los primeros estadios del trigo, las plantas pueden haber compensado este efecto negativo. Por el contrario, no se encontraron evidencias de una sobrecompensación de las plantas, lo cual podría ser por el bajo número de cauquenes en el área, que podrían ser insuficientes para ejercer presiones intermedias de pastoreo.

Otra evidencia encontrada en este estudio fue que las plantas comidas disminuyen con el crecimiento del cultivo y que el período en que los cauquenes comen trigo es más corto de lo que los productores de la zona sospechaban.

### Potenciales servicios ecosistémicos asociados al pastoreo de cauquenes en trigo

En la bibliografía y como se estudió en el capítulo 2 y 3 de esta tesis, existen numerosos estudios que resaltan el rol de las aves en general, y las acuáticas particularmente, en la provisión de SE en diferentes ambientes (Whelan et al. 2008, Green y Elmberg 2014, Buij et al. 2017). Especies de aves acuáticas en Australia ayudan a la colonización temprana de humedales, transportando invertebrados y plantas entre estos ambientes (Green et al. 2008). Otras especies de anátidos proveen un beneficio económico reduciendo las abundancias de malezas consumiendo sus semillas (van Groenigen et al. 2003). En un estudio similar, Paulin y Drake (2004) encontraron que la barnacla canadiense (*Branta canadensis*) ayuda a la dispersión de semillas y a la fertilización del suelo. Particularmente, el

mecanismo por el cual las plantas pueden beneficiarse por el aporte de nutrientes de las heces y la orina fue estudiado en distintos ecosistemas (Manny et al. 1994, Kitchell et al. 2010, Somura et al. 2015). Bajo ciertas condiciones ambientales, el aporte de nutrientes por heces de gansos puede provocar el crecimiento de plantas (Fox et al. 2017). En esta tesis, a pesar de que el aporte de nutrientes en las heces de cauques fue pequeño en comparación con el de fertilizantes antrópicos, siguen siendo una contribución. Jalil Abdul y Patterson (1989) encontraron resultados similares, concluyendo que la cantidad de nutrientes suministrados por las heces del ganso común (*Anser anser*) y del ánsar piquicorto era insignificante (23.02 kg/ha) en comparación con la aplicación de fertilizantes (137 kg/ha). A su vez, Summers (1990) encontró que las heces de barnacla cara negra (*Branta b. bernicla*) podían contribuir 9 kg/ha de N comparado con los 690 kg/ha de N aplicados con los fertilizantes. Por otro lado, es importante tener en cuenta que los cauques comen y defecan en el mismo ambiente. Por lo que podrían estar afectando el ciclado de nutrientes del ecosistema. Sin embargo, para evaluar la contribución neta de nutrientes se necesitan nuevos estudios que consideren el total de nutrientes removidos (al comer las plantas de trigo) del sistema.

El contenido de proteínas en los granos fue mayor en las parcelas pastoreadas que los controles. Este hecho podría deberse a una contribución de nitrógeno inorgánico proporcionado por las heces de estas aves al suelo (Fox et al. 2017). Sin embargo, la explicación de este resultado sigue siendo desconocida y es necesario nuevas investigaciones que evalúen este efecto en mayor profundidad.

En cuanto a los análisis de las heces, los resultados encontrados en este capítulo muestran una marcada diferencia en la concentración de nutrientes en los períodos analizados, siendo mayor después de la emergencia de trigo apoyando la hipótesis planteada. Esta diferencia de nutrientes puede ser explicada por la marcada variación en la dieta. Se encontró que la dieta de los cauques antes de la emergencia del trigo estaba formada principalmente por malezas y después de la emergencia, solo por trigo. Este cambio podría deberse a la mejor calidad nutricional y mayor cantidad del cultivo como se observa para especies de gansos en Europa (Fox y Abraham 2017). Por otro lado, Patterson et al. (1989) reportaron que el pastoreo de gansos provocaba un aumento en la abundancia de malezas, pero lo encontrado en este estudio indica que los cauques no afectan esta cobertura. Por el contrario, se encontró que los cauques antes de la emergencia del trigo están ayudando a reducir la abundancia de muchas especies de malezas y particularmente de raigrás (*Lolium* sp.), que es la especie más consumida. El raigrás está ampliamente distribuido en la provincia de Buenos Aires y afecta severamente los cultivos de trigo, causando una merma en el rendimiento (Gigón et al. 2017). El principal problema del sector agrícola con esta especie es la resistencia que presenta al glifosato (Yannicari et al. 2009, 2016, Gigón et al. 2017), el herbicida más utilizado en el mundo (Vila-Aiub et al. 2008). Por lo tanto, los cauques alimentándose de esta planta, están ayudando a reducir su abundancia, especialmente entre mayo y junio, período de germinación en el área (Gigón et al. 2017). A su vez, podría ayudar a reducir el uso de herbicidas, contribuyendo a un manejo más sustentable de producción agrícola. Es importante resaltar que cuando los cauques solo consumían trigo, la disponibilidad de malezas en los campos era

casi nula, destacando la importancia de desarrollar nuevos estudios de dieta en campos con manejos agroecológicos, donde haya una mayor disponibilidad de malezas a lo largo de todo el ciclo del cultivo.

## CONCLUSIONES

A pesar de que este capítulo fue realizado durante un año, los resultados resaltan que, bajo las densidades de cauquenes estudiadas, el pastoreo de cauquenes no produce pérdidas económicas en cultivos de trigo y trae beneficios. El rendimiento del trigo y los daños en el mismo fueron medidos de manera independiente, a partir de los cuales se obtuvieron las mismas conclusiones. Por otro lado, los resultados de dieta encontrados son alentadores, mostrando los efectos positivos de estas aves en su área de invernada. Tanto el consumo de malezas como el aporte de nitrógeno y fósforo al ciclo de nutrientes pueden ser considerados como potenciales SE. Futuros estudios deben profundizar en este tema, haciendo foco en el análisis de isótopos estables para poder identificar el origen del nitrógeno incorporado por las plantas y cuantificar cuanto proviene de las heces de cauquenes.

Las tres especies de cauquenes están protegidas por ley. Sin embargo, aún son consideradas especies dañinas para las actividades agropecuarias y como consecuencia se llevan a cabo medidas ilegales de control (Bernad et al. 2014, Prario Fioriti 2016). Los resultados presentados en este capítulo pueden actuar como disparador para cambiar la percepción de los productores sobre estas especies y podría ayudar a solucionar no solo una parte del conflicto de la conservación de cauquenes sino también la de otras especies que habitan el área (Dickman 2010).

### Marco de servicios ecosistémicos

El marco de SE fue creado para vincular y acercar a la comunidad científica y sus investigaciones con los tomadores de decisiones, con el fin de abordar los cambios en los ecosistemas, la biodiversidad y el bienestar humano desde una perspectiva más integral (Millennium Ecosystem Assessment 2005, Carpenter et al. 2006, Martín-López y Montes 2011). Siguiendo con esta línea, en este capítulo se buscó relacionar el concepto de SE con la ecología de los cauquenes. Para ello, se identificaron los beneficios provistos por estas especies, a través del estudio de su dieta, los momentos y lugares donde pastorean, y teniendo en cuenta las características del paisaje/lote que pueden generar que el conflicto con las actividades agropecuarias aumente o disminuya.

Para ayudar a cambiar la percepción negativa que tienen los productores sobre los cauquenes hemos realizado tres talleres: uno en la localidad de Orense (23 de agosto de 2016), uno en la localidad de Claromecó (1 de junio de 2017) y otro en Necochea (2 de junio 2017) (Fig. 5.11). El objetivo de estas reuniones con productores fue exponer los resultados de los trabajos que se habían realizado hasta el momento en la zona e informar el trabajo que se realizaría en esta tesis. Las personas presentes mencionaron distintas experiencias, algunas fueron positivas y mostraron preocupación por la disminución de los cauquenes. Sin embargo, otros productores reconocieron no poder convivir con el

pastoreo de estas aves, de realizar o haber realizado métodos para espantarlas e incluso de cazarlas. Finalmente, se publicó en una revista de divulgación del sector agropecuario, *Visión Rural* (Gorosábel et al. 2019b), y también en el segmento televisivo TV pampero ([https://youtu.be/QuzVoiOp\\_n8](https://youtu.be/QuzVoiOp_n8)), ambos programas de divulgación del INTA, donde se informaron los resultados principales mostrados en este capítulo. Se utilizaron estos medios de comunicación ya que es una revista o un programa frecuentado por los productores agropecuarios además del público en general, y junto con charlas informales, fueron formas de llegar a las personas que no habían participado de los talleres.



**Figura 5.10:** Talleres, charlas y trabajos de divulgación utilizados para divulgar el conflicto entre los cauquenes y las actividades agropecuarias.

Partiendo de información previa de mapas de aptitud de hábitat y estimaciones de abundancias de las especies en estudio (Pedrana et al. 2014, 2018c), en este capítulo se trabajó en las áreas de mayor aptitud y por ende, donde se encuentran las abundancias más grandes de la región. Particularmente en estas áreas con mayores abundancias es donde los conflictos con las actividades agropecuarias son mayores, y las áreas de mayor aptitud de hábitat son las más relevantes para la conservación de las especies, no solo en el presente sino también en el futuro. En este sentido, la divulgación científica y el contacto con los productores son claves, particularmente en los conflictos como el de los cauquenes, donde el problema ocurre en el interior de los campos. Es dentro la propiedad privada donde los controles policiales/municipales son más difíciles de llevar a cabo y en donde las medidas de concientización son más necesarias. Resaltar los beneficios que estas aves pueden proveer a la producción, sumado a la concientización de los problemas de conservación, puede ayudar a aumentar su valoración por parte de la gente local y así ayudar a mejorar el estado de conservación de las especies de cauquenes.

## CAPÍTULO 6

### Conclusiones generales

Más de la mitad de la superficie terrestre está cubierta por agroecosistemas, por lo tanto, su contribución a la conservación de la biodiversidad es fundamental para la viabilidad a largo plazo de las poblaciones de fauna silvestre (Tallis et al. 2009, Batáry et al. 2011). Los agroecosistemas son manejados para maximizar principalmente la producción de alimentos, pero usualmente dejando de lado la sustentabilidad ambiental (Rey Benayas y Bullock 2012). Como se mencionó a lo largo de esta tesis, el papel de la biodiversidad en los servicios ecosistémicos (SE) se ha estudiado ampliamente en los últimos años (Balvanera et al. 2006, Díaz et al. 2006, 2011, Green y Elmberg 2014), por lo que la pérdida continua de especies es una preocupación mundial (Brondizio et al. 2019). Es por ello, que el concepto de los SE es una buena herramienta para generar un puente entre la conservación de la biodiversidad, las funciones ecosistémicas, los beneficios a los seres humanos y las necesidades de desarrollo (Tallis et al. 2009, Müller et al. 2019).

Existen muchos estudios que abordan los servicios ecosistémicos en nuestro país (Mastrangelo et al. 2015, Paruelo et al. 2016, Weyland et al. 2017, Barral et al. 2020, Staiano et al. 2020), y particularmente en la región Pampeana (Barral y Maceira 2012, Barral et al. 2015, Modernel et al. 2016, Auer et al. 2018, Rositano et al. 2018). Sin embargo, la aplicación efectiva de este marco en la toma de decisiones del manejo de recursos naturales ha sido poco explorada (Ferraro et al. 2011). Puntualmente para el área de estudio, hay una falta de planes de ordenamiento territorial y legislación que integre la conservación del ambiente original (pastizales) con la promoción de desarrollos productivos (Gorosábel et al. 2020b). En esta región la mayor parte de las tierras son privadas (Modernel et al. 2016) y los cambios en el uso de la tierra se vienen desarrollando a expensas de áreas naturales, provocando la pérdida de biodiversidad (Bilenca y Miñarro 2004, Baeza y Paruelo 2020). Esto impulsa la necesidad de hacer más visibles estas relaciones entre la naturaleza y bienestar humano para integrar la fauna silvestre en un paisaje dominado por actividades antropogénicas, permitiendo la coexistencia de los intereses humanos con las especies bajo un manejo agropecuario sustentable, y un punto de partida para promover medidas de conservación y generar más conciencia en los tomadores de decisiones.

Es por ello, que a lo largo de esta tesis se generó información sobre el rol que tienen especies de aves y de mamíferos de la región Pampeana en la provisión de SE. Particularmente al trabajar con especies que se encuentran en conflicto con las actividades agropecuarias, se integró los efectos negativos con los positivos en el sudeste bonaerense para fomentar su coexistencia con las actividades humanas. En función de los resultados encontrados a lo largo de este trabajo, las principales conclusiones son las siguientes:

- Las aves y los mamíferos de la región Pampeana podrían estar cumpliendo importantes roles en la provisión de SE. La mayoría de ellos estuvieron relacionados con los SE Regulación y



Mantenimiento, principalmente vinculados con el control de especies perjudiciales para los seres humanos mediados por aves rapaces y mamíferos carnívoros. De los conflictos encontrados, la mayoría mencionaba especies de aves y daños a la agricultura.

- Muchas de las especies que se encontraban inmersas en algún tipo de conflicto, cumplían importantes funciones ecosistémicas, resaltando la importancia de integrar los aspectos negativos con sus roles en el manejo integral de los agroecosistemas.
- Las aves rapaces tienen la capacidad de realizar un control de plagas de roedores, de insectos y un saneamiento ambiental tanto en áreas con altos porcentajes de cultivos como con altos porcentajes de campos ganaderos, mientras que el control de aves y moluscos puede realizarse principalmente en paisajes con mayores porcentajes de ambientes naturales.
- En las dos áreas de estudio se identificaron zonas de importancia para la conservación, donde se solapan distintas especies y por ende los potenciales SE que estarían brindando en los agroecosistema. La mayoría de estas zonas de importancia para la conservación son el resultado de paisajes heterogéneos, generando las condiciones óptimas de refugio y alimento para albergar a un mayor número de especies, especialmente en la cuenca de Mar Chiquita.
- La densidad del zorro gris pampeano varió espacialmente (por las variables ambientales, de paisaje y de impacto humana) y temporalmente (entre temporadas y años de muestreo), resaltando la flexibilidad demográfica de la especie. Es importante resaltar que las mayores densidades de esta especie se hallaron en zonas dominadas por campos ganaderos y pastizales naturales (cercanos a Reserva Natural de la Biosfera Mar Chiquita) y en la temporada no reproductiva.
- En función del solapamiento del mapa de densidad del zorro gris pampeano y la distribución de sus principales presas, se identificó que las áreas prioritarias del potencial control de roedores mediado por este cánido están asociadas a campos ganaderos y con cobertura de pastizales naturales, y en la temporada no reproductiva (marzo-abril).
- El pastoreo de cauquenes, bajo las abundancias encontradas en esta tesis, no produce pérdidas en el rendimiento del cultivo de trigo. Por el contrario, se encontró que consumen una gran cantidad de especies de plantas en el período previo a la emergencia del trigo, resaltando su potencial rol en el control de malezas, particularmente de una especie problemática como es el raigrás. A su vez, el aporte de fósforo y nitrógeno en sus heces a los campos destaca su rol en el ciclado de nutrientes, principalmente cuando los cauquenes se encuentran en los lotes con trigo.

#### Integración de los distintos tipos de servicios ecosistémicos

En los casos de estudio de esta tesis se hizo foco principalmente en los SE de Regulación y Manteamiento, debido a la mayor información encontrada. Sin embargo, en la búsqueda bibliográfica también se logró identificar funciones y procesos asociados a los SE de Provisión y Culturales vinculados a aves y mamíferos, aunque representados en menor medida. La falta de estudios

encontrados de fauna silvestre vinculados a SE de Provisión llama la atención, ya que cuando las actividades humanas no son realizadas de manera sustentable y con regulación, pueden generar una disminución drástica tanto en la riqueza de especies como abundancia de los números poblacionales de la fauna silvestre (e.g. caza por la piel del lobo gris, *Canis lupus*, Wiles et al. (2011); caza por la piel de la nutria gigante, *Pteronura brasiliensis*, Carter y Rosas (1997)). Por otro lado, los SE Culturales asociados a las aves y los mamíferos tiene un gran potencial para resaltar la conexión con la naturaleza, afectando la felicidad y el bienestar físico, mental y social de las personas (Millennium Ecosystem Assessment 2005, Cox y Gaston 2016, Echeverri et al. 2019, Lozano et al. 2019). El estudio de este tipo de SE debe integrar otros campos ajenos a la ecología, como son las ciencias sociales donde se pone de manifiesto la cultura, la identidad, el folclore, las tradiciones y las diferentes visiones del mundo (*worldviews*) (Millennium Ecosystem Assessment 2005, Echeverri et al. 2018), que resultan ajenos a esta tesis. No obstante, y siguiendo con la idea de que los paisajes agropecuarios bien gestionados deben tener en cuenta los tres tipos de SE (Millennium Ecosystem Assessment 2005), se vinculó diversos trabajos con estos tipos de SE. Los SE culturales están asociados con la conservación de especies, y a la biodiversidad en general, mientras que los SE de Provisión están vinculados con el material genético de especies silvestres y la caza. Los resultados encontrados en los distintos casos de estudio pueden servir de punto de partida para el estudio en mayor profundidad de los SE Culturales. A partir de áreas de mayor densidad o mayor probabilidad de presencia se puede fomentar la observación de fauna y el turismo rural (Buijs et al. 2006, Plieninger et al. 2013, Auer et al. 2018, Lozano et al. 2019, Müller et al. 2019). Por otro lado, los resultados encontrados en el caso del estudio del zorro gris pampeano proveen información clave sobre sus parámetros poblacionales en agroecosistemas, la cual debe ser tomada en cuenta en futuras evaluaciones de la sostenibilidad de caza sobre esta especie.

#### Enfoques en el marco de los servicios ecosistémicos: Beneficios y conflictos

La integración de distintos enfoques en el contexto de la conservación de fauna silvestre es fundamental para la restauración de los ecosistemas y para la resolución de conflictos (Echeverri et al. 2018). En esta tesis, se trabajó principalmente con un enfoque ecológico, ya que los componentes biológicos de los ecosistemas son el elemento principal para estudiar el funcionamiento de los mismos, la capacidad de proveer SE, y su resiliencia frente a los principales factores de cambios (De Groot et al. 2002, Ferraro et al. 2011, Martín-López y Montes 2011). Sin embargo, al seleccionar casos de estudio de especies en conflicto con las actividades agropecuarias, se buscó integrar el enfoque ecológico con una aproximación del socio-cultural, al considerar la percepción negativa de las especies por parte de los productores. Esta integración fue más concreta en el caso de los cauquenes, donde se midió a escala local los beneficios y los potenciales daños provistos por el pastoreo de estas aves.

Como se mencionó a lo largo de esta tesis, es importante tener en cuenta los conflictos en el que las especies están inmersas. Alrededor del mundo, las aves rapaces son perseguidas para tráfico ilegal, por ser percibidas como depredadores de animales domésticos o de especies de interés cinegético (Brochet

et al. 2019, Madden et al. 2019). Sin embargo, en esta región no se encontró información detallada sobre una posible persecución directa y constante de estas especies, como si ocurre con especies de mayor porte en otras áreas de Argentina (Sarasola y Maceda 2006, Lambertucci 2007). Las aves rapaces en estudio presentan un conflicto de carácter más indirecto, ya que sus poblaciones sufren los efectos negativos de la fragmentación, simplificación e intensificación del uso de la tierra, siendo las especies más especialistas las que primero se ven más afectadas por la degradación ambiental (Pedrana et al. 2008, Baladrón et al. 2017). Particularmente, este grupo de aves fue el más mencionado en relación a los SE de Regulación y Mantenimiento, vinculados con estudios sobre su ecología trófica. En una primera instancia, la identificación de la gran cantidad de beneficios en los que estas aves están involucradas tiene un gran potencial para aumentar su valoración por parte de los productores. Segundo, identificar los requerimientos de hábitat de las mismas y entender cómo los cambios en el uso de la tierra están afectándolas, puede fomentar una mirada más holística de los agroecosistemas, destacando la importancia de fomentar su presencia y de esta forma, aumentar los beneficios que estas especies brindan a las personas.

El caso del zorro gris pampeano es distinto al caso previo, ya que si presenta un conflicto directo con las actividades humanas. Actualmente la caza comercial de esta especie está prohibida en la provincia de Buenos Aires (última habilitación en el año 2013), aunque la persecución y caza ilegal continúan (Obs. Pers.). En la búsqueda bibliográfica este zorro fue la especie de mamífero más mencionada asociada a los SE Regulación y Mantenimiento. Es por ello, que se hizo foco en su rol como controlador de roedores como miembro del agroecosistema, resaltando áreas y momentos de provisión de estos potenciales beneficios. Esta especie también fue vinculada con los SE de Provisión, a través de su caza. La caza legal puede ser considerada un SE, pero cuando esta actividad es realizada sin controles rigurosos, la extracción de ejemplares sin estimaciones precisas de cuotas de caza puede comprometer la viabilidad de la población (Loveridge et al. 2006), y es por ello que no fue considerada como tal en esta tesis. Sin embargo, la información de la densidad y distribución espacial de este zorro, como también la variación temporal, es clave para poder considerar como la especie está siendo afectada por las actividades humanas. Si esto no se tiene en cuenta, la caza de esta especie corre el riesgo de seguir el curso general de los agroecosistemas actuales, donde se prioriza la obtención de productos, dejando de lado la regulación, la valoración cultural y la sustentabilidad ambiental del ecosistema (Rey Benayas y Bullock 2012). Los mapas de densidad de zorros generados en esta tesis son importantes para identificar áreas donde esta especie puede estar mediando el SE de control de roedores, pero también para delinear zonas con mayor conflicto con las actividades humanas (Recio y Virgós 2010). Conociendo la historia del conflicto del zorro gris pampeano, los lugares con mayor número de individuos son donde por lo general se intensifican los problemas con esta especie y las actividades ganaderas. Al mismo tiempo, en las áreas de mayor densidad de zorros se podrían hacer campañas educativas para comunicar las distintas formas en las que los carnívoros pueden beneficiar las personas

(Expósito-Granados et al. 2019, Lozano et al. 2019, Aguilera-Alcalá et al. 2020) y buscar las medidas de mitigación más apropiadas en conjunto con los productores locales (Treves et al. 2009).

Al igual que el zorro, las tres especies de cauquenes son perseguidas por ser consideradas perjudiciales para la producción agropecuaria, y aunque la caza está prohibida, la matanza y persecución ilegal continua (Bernad et al. 2014, Prario Fioriti 2016). Como consecuencia del conflicto, sus poblaciones llegaron a números muy bajos y alarmantes (Cossa et al. 2016, Pedrana et al. 2018c). Este conflicto no solo compromete su viabilidad poblacional, sino también sus posibles funciones ecosistémicas incluso antes de ser estudiadas. En la búsqueda bibliográfica, estas especies fueron mencionadas en diversos estudios de conflictos, resaltando la amenaza potencial para la agricultura, pero no se mencionó ninguna función como indicadora de SE. Puntualmente en su área de invernada, la mayoría de los productores sólo consideran el pastoreo de cauquenes, el cual asocian con una pérdida de rendimiento, a la hora de aplicar medidas de control letal sobre las especies (Prario Fioriti 2016), sin tener en cuenta los beneficios que pueden proveer a cultivos de trigo. Es por ello, que los resultados obtenidos en esta tesis sobre los beneficios que estas especies están aportando en los cultivos, tanto el consumo de malezas como el aporte de nutrientes, son datos inéditos y fundamentales para encontrar soluciones más amigables con la fauna autóctona. Estos resultados pueden actuar como disparador para cambiar la percepción de los productores sobre los cauquenes, y para realzar otros SE asociados a las mismas. Un claro ejemplo, en donde tomando en cuenta la presencia y su problema de conservación, se declaró al Partido de San Cayetano (provincia de Buenos Aires) como refugio del cauquén colorado (Ordenanza N° 1163/2003-Municipalidad de San Cayetano) por encontrar la mayor cantidad de individuos en la zona de invernada (Pedrana et al. 2018c). A su vez, en este partido, se declaró al establecimiento privado rural “El Tamarisco” como el primer Santuario Natural del cauquén colorado en una estrategia conjunta entre productores locales, ONG y organismos estatales (<https://fundacionazara.org.ar/reservas/>). Allí se fomenta la educación ambiental y la observación de aves, uno de los SE Culturales más relevantes asociados a las aves (Green y Elmberg 2014).

Mantener las poblaciones de fauna silvestre en los agroecosistemas, teniendo en cuenta los SE y sus conflictos, es un desafío para la conservación (Dickman 2010, Ceaşu et al. 2019). Es por ello, que el objetivo final de los distintos casos de estudio del sudeste bonaerense a través de la integración de los beneficios y los conflictos, estudiados a escalas y con metodologías apropiadas para cada caso, fue generar información que ayude a apaciguar los conflictos y para trabajar en pos de la integración de todos los SE. De esta manera se pueden obtener productos de las prácticas agropecuarias, pero también teniendo en cuenta la conservación de especies y los procesos de regulación de los ecosistemas y la valoración cultural (De Groot et al. 2002, Martín-López y Montes 2011).

#### Escalas y metodologías utilizadas en el marco de los servicios ecosistémicos

Para lograr la integración de los aspectos positivos y negativos vinculados a la fauna silvestre es importante trabajar a la escala y con la metodología más apropiada para cada caso. Es fundamental

identificar la escala espacial adecuada que haga referencia a la estructura, los procesos, funciones y SE que se quieren estudiar (Burkhard y Maes 2017).

El estudio del rol que las aves rapaces y el zorro gris pampeano tienen en la provisión de SE fue estudiado a escala de paisaje. La distribución de estas especies no fue homogénea en el ambiente, sino que dependió de los requerimientos de hábitat de cada una y de las características del paisaje, las cuales fueron medidas con sensores remotos de alta resolución (Jetz et al. 2019). En base a estas variaciones, los SE vinculados a cada una de las especies variaron a lo largo de las áreas de estudio (Maas et al. 2016, Cancio et al. 2017). Utilizando herramientas de modelado espacial, se identificaron áreas donde hay una mayor probabilidad de presencia (caso de las aves rapaces) o de densidad de una especie (caso del zorro gris pampeano), y por ende zonas de mayor probabilidad de provisión de los SE. Las cartografías predictivas de distribución y densidad de las especies construidas en esta tesis, son herramientas muy valiosas para identificar áreas donde se deben priorizar medidas de conservación y el estudio de los SE mediados por estas especies en los agroecosistemas.

El ensamble de aves rapaces del sudeste bonaerense es diverso, y las especies tienen distintos requerimientos de hábitat (Bó et al. 2007, Pedrana et al. 2008, Baladrón et al. 2017). Por un lado, trabajar con datos únicamente de presencia utilizando el ENFA nos permitió hacer una interpretación de su nicho ecológico, y evaluar su distribución en el espacio (Hirzel et al. 2002). Por otro lado, nos permitió identificar áreas de mayor solapamiento y diferencias entre las especies, como se realizó para comunidades de anfibios (Chen 2013), otras especies de aves (Pedrana et al. 2018a), escarabajos (Rosas et al. 2019) y carnívoros (De Angelo et al. 2011). Se estudió el ensamble de aves rapaces en regiones con características de paisaje e historia de usos de la tierra diferentes, como lo son dos áreas de estudio propuestas. En la Pampa Austral (correspondiente al área de estudio PS) se produce el foco de intensificación agrícola entre 2001 y 2007, en donde una gran parte de esta región sufrió una transformación de recursos forrajeros perennes a cultivos (Baeza y Paruelo 2020). En cambio en la Pampa Deprimida (parte mayoritaria del área de estudio MC), Baeza y Paruelo (2020) analizaron los cambios en el uso de la tierra a lo largo de 14 años, y determinaron que esta área fue una de las menos impactadas de toda la región Pampeana, con valores de intensificación agrícola alrededor del 12 %. En base a esto, se pudo observar los efectos de un área intensamente modificada y de un área más heterógena en el ensamble de aves rapaces.

A pesar de que la metodología utilizada fue apropiada para este caso de estudio, también presenta algunas desventajas (Hirzel et al. 2002). El ENFA permite trabajar sin datos de ausencias, que es particularmente útil en casos donde la identificación de ausencias es difícil de obtener ya sea por la metodología empleada, el gran tamaño del área de estudio y el costo del muestreo o la combinación de ellas. Sin embargo, también puede ser una limitante, ya que al comparar los sitios con presencias con el resto del área de estudio, se limita el conocimiento y la capacidad predictiva sobre qué ocurre en las áreas con ausencias (Hirzel et al. 2002). En relación a esto, los modelos no incluyen intervalos de

confianza en los mapas de distribución y consideran solamente una relación lineal entre las variables y el nicho de la especie (Hirzel et al. 2002).

Distinto es el análisis empleado para el zorro gris pampeano, en el cual la metodología de distancias incluye dentro sus modelados las ausencias, considerando una detección imperfecta de individuos (Buckland et al. 2001). Para ello, la toma de datos (distancias y ángulos de observación) representó un mayor esfuerzo, es decir mayor tiempo destinado a cada observación en comparación con el registro de presencias. Por otro lado, este cánido es una especie con requerimientos de hábitat flexibles que se ha adaptado a vivir tanto en ambientes semi-naturales como antropizados (Lucherini y Luengos Vidal 2008). Es por ello, que nuestra pregunta de investigación estuvo siempre enfocada en determinar qué variables ambientales, de paisaje o humanas afectan la densidad de esta especie y no solo la presencia de la misma, como en el caso de las rapaces. A su vez, considerando el conflicto de esta especie con las actividades humanas en las áreas de estudio, también se resaltó la importancia de estudiar los parámetros poblacionales en su etapa reproductiva y no reproductiva. La metodología empleada para el estudio de su densidad (DSMs) permite entender su relación con variables espaciales en mayor profundidad considerando tanto variaciones lineales como no lineales (Miller et al. 2013). Sin embargo, una de las principales limitaciones de estos análisis se relaciona con la imposibilidad de incluir dentro de un mismo modelo diferentes momentos de muestreo, resultando en un mapa predictivo para cada temporada, como también se observó en trabajos previos (Schroeder et al. 2014, Panebianco 2019).

Como se observó para los casos de estudio anteriores, la información de densidades y probabilidad de presencia de las especies en estudio es importante para entender su relación con los gradientes ambientales y antrópicos. A su vez, estas cartografías predictivas permiten identificar áreas donde hay una mayor probabilidad de provisión de un determinado SE mediado por las especies estudiadas. En el caso de estudio de los cauquenes, se utilizaron mapas de aptitud de hábitat (Pedrana et al. 2014) y abundancias (Pedrana et al. 2018c) a nivel de paisaje ya publicados, para seleccionar las áreas donde cuantificar el rol de estas aves en la provisión de SE. Esta información nos permitió llevar a cabo el estudio a nivel local, teniendo en cuenta un mayor grado de detalle del sistema de estudio (mediciones en parcelas) que a escala de paisaje sería imposible por la resolución espacial utilizada, y que es clave para contribuir a la resolución del conflicto.

### Implicancias para la conservación de especies

Comprender los factores que están afectando a las especies y sus requerimientos de hábitat en paisajes altamente modificados por las actividades agropecuarias es importante para que los planes de manejo de las especies contribuyan a su conservación, pero también al diseño de paisajes productivos y planes de ordenamiento territorial, que minimicen los impactos negativos y maximicen los beneficios (Lovell y Johnston 2009, Laterra et al. 2011, Barral y Maceira 2012). Por un lado, los resultados de esta tesis pueden ser utilizados en la comunicación sobre la relación de los humanos con la fauna autóctona

y los ambientes naturales (Bastian 2013), y los mapas en la identificación de áreas donde ocurren sinergias y compromisos entre funciones, SE y los distintos usos de la tierra (Burkhard y Maes 2017).

Dentro de las distintas estrategias a escala de paisaje que se pueden plantear para buscar un equilibrio entre las áreas dedicadas a la producción agropecuaria y la conservación de la naturaleza se encuentra la segregación vs. la integración de los recursos (*land-sparing vs. land-sharing*) (Green et al. 2005, Fischer et al. 2008, Grau et al. 2013). La segregación de recursos plantea al ser humano y a la conservación de la naturaleza por separado, dedicando áreas donde se intensifique la producción y áreas dedicadas a la conservación en un paisaje binario, optimizando cada actividad (Green et al. 2005, Fischer et al. 2008, Grau et al. 2013). Por otro lado, la integración de recursos o también conocida como “*wildlife friendly farming*” plantea un cambio menos abrupto entre las actividades, un paisaje continuo y más heterogéneo, asumiendo que la naturaleza y los seres humanos pueden coexistir (Fischer et al. 2008, Grau et al. 2013). La viabilidad y conveniencia de ambas estrategias está afectada por las propiedades biofísicas del paisaje y su contexto histórico y socioeconómico (Fischer et al. 2008). En este sentido, la conservación de la fauna silvestre frente a estas dos estrategias varía según las especies, sus requerimientos de hábitats y su tolerancia a los cambios en el uso de la tierra (Grau et al. 2013, Ferreira et al. 2018). Por un lado, algunos estudios alrededor del mundo sostienen que la segregación de recursos es la más apropiada para disminuir los efectos de las actividades agropecuarias en la diversidad de aves y mamíferos carnívoros, principalmente vinculado con la poca tolerancia de algunas especies a las alteraciones del ambiente (Green et al. 2005, Phalan et al. 2011). Sin embargo, otros proponen una integración de áreas conservadas con la producción (Clough et al. 2011, Mastrangelo y Gavin 2012). Esta última es apropiada para áreas con presencia de especies que presentan una mayor tolerancia a las actividades agrícolas (Green et al. 2005), pero a su vez fomenta la provisión de SE, y estos paisajes presentan una mayor resiliencia frente al cambio climático (Fischer et al. 2008).

En base a lo obtenido en esta tesis, los resultados apoyan en mayor medida la estrategia de integración de recursos. La integración de ambientes naturales, como los humedales y pastizales, con áreas dedicadas a las actividades agropecuarias, podría fomentar los potenciales SE mediados por la fauna estudiada. Promover esta integración en áreas altamente modificadas por las actividades humanas, podría fomentar la presencia de especies más sensibles a estos disturbios, resaltando una mayor cantidad de SE. Particularmente en la cuenca de Mar Chiquita, se resaltó a lo largo de la tesis la relevancia de la Reserva Natural de la Biosfera presente en el área, no solo en los casos de estudio, pero también para otras especies especialistas de pastizales y los SE culturales encontrados en la búsqueda bibliográfica, resaltando la relevancia de áreas con un claro objetivo de conservación.

Otra alternativa para lograr mejorar las condiciones de vida, proteger y conservar los recursos naturales y el ambiente, y promover un modelo de desarrollo territorial equilibrado y sostenible, es el ordenamiento territorial rural (Paruelo et al. 2014). Esta estrategia es planteada para parte del área de estudio como una herramienta necesaria para aumentar la sostenibilidad del desarrollo agropecuario equilibrando la competitividad económica, la equidad social y la salud ambiental (Barral y Maceira

2012). Particularmente, el enfoque de SE es apropiado para conducir estos procesos, ya que vincula a los dos componentes del agroecosistema: las personas y la naturaleza (Giobellina et al. 2020). Por lo tanto, la información generada en esta tesis puede ser utilizada en la primera en la etapa del ordenamiento, donde se describe y caracteriza el agroecosistema (Paruelo et al. 2014), aportando el conocimiento de áreas de importancia para la fauna silvestre estudiada. A su vez, se puede evaluar cómo los futuros cambios en el uso de la tierra pueden afectar a estas especies, a través del estudio de escenarios futuros (Gavier-Pizarro et al. 2014, IPBES 2016).

Las estrategias de conservación que se pueden promover en el marco de los SE a nivel local están vinculadas con la percepción de los productores y su valoración de la fauna silvestre. Como se mencionó en esta tesis, la valoración de ciertas especies reconocidas como beneficiosas puede generar una mayor aceptación por parte de los productores sobre medidas de conservación o incluso de modificar sus prácticas agropecuarias tradicionales. Esto podría ayudar a solucionar no solo una parte del conflicto de la conservación de estas especies puntuales sino también la de otras especies que habitan el área (Dickman 2010). El ejemplo más claro encontrado fueron los productores que dejaban pastorear a los cauquenes en sus campos por considerar que fertilizaban la tierra (Obs. Pers.) o el caso del caracolero en Ecuador donde los productores rurales lo reconocieron como beneficioso, dejando de cazarlo, manteniendo sitios de “percha” y reduciendo el uso de pesticidas para mantener su presencia (Horgan et al. 2014). A partir del estudio a nivel de lote de los efectos del pastoreo de cauquenes, se identificó el gran potencial de estas aves en el control de malezas, una característica no reconocida ni estudiada previamente, y se pudo estudiar el foco del conflicto en mayor profundidad. Teniendo en cuenta esta integración beneficio-conflicto es que a partir de la divulgación científica se busca generar un cambio en los productores de la zona. Por lo que, la identificación de los grupos de especies claves en la provisión de SE en la región Pampeana, y las áreas donde se pueden proveer estos SE en el sudeste bonaerense, podría ayudar a cambiar la percepción negativa que tienen los productores sobre estas especies y los ambientes naturales dentro de la matriz agropecuaria.

### Relevancia y conclusiones finales

A pesar de que esta tesis fue realizada en dos áreas puntuales de la región Pampeana, los efectos negativos del proceso de agriculturización se detectan en toda la región (Baeza y Paruelo 2020), como en todo el mundo (Foley et al. 2005, Brondizio et al. 2019). Existen diversos indicadores que muestran la incapacidad de los sistemas de producción intensivos de preservar las funciones ecosistémicas, resaltando la necesidad de buscar otras formas de producción sustentable (Landis 2017). Una forma de hacer esto, es integrar los paisajes agropecuarios con áreas naturales, para mantener la biodiversidad y los SE (Duru et al. 2015, Landis 2017). Considerando que las principales causas de la pérdida de biodiversidad global y los SE asociados son antropogénicas (IPBES 2016), enfocar el manejo de los agroecosistemas en la producción de múltiples SE, podría significar una oportunidad para controlar o revertir los impactos de la agriculturización sobre las especies silvestres y sus roles en los ecosistemas



(Kremen 2005, Kremen y Ostfeld 2014). Identificando y entendiendo las relaciones entre la biodiversidad y los SE se puede aportar al desarrollo sustentable y sostenible de los agroecosistemas (Birkhofer et al. 2018) y la recolección de la información sobre el momento y el lugar de los conflictos es esencial para gestionar la resolución de los mismos (Treves et al. 2006). Por lo tanto, en esta tesis, utilizando diferentes herramientas (medición de daños y beneficios puntuales, mapas de densidad y de aptitud de hábitat de especies mediadoras de SE, mapas espaciales de SE) se pudo complementar el conocimiento de los conflictos de las especies con el estudio de sus roles en la provisión de SE en el sudeste bonaerense. Esto representa una forma de incorporar la perspectiva que las personas tienen sobre la fauna silvestre (positiva y negativa) fomentando la coexistencia entre las actividades agropecuarias y la fauna silvestre.

## REFERENCIAS

- Abadia, B., Abbate, P. E., Álvarez, C., Aramburu Merlos, F., Barraco, M., Bartosik, R., Bujan, J., Campaña, L. E., Cardos, M. J., Cardoso, L., Carmona, D., Calviño, P., Correndo, A. A., de la Torre, D., Divito, G., Ernst, O., Faberi, A. J., Frascina, J. A., García, F. O., González, L., Hoffman, E., Leaden, M. I., Maciel, G., Manetti, P., Monzon, J. P., Salvio, C., Sautua, F., Tourn, S. N. y Tulli, M. C. 2017. Manual del Cultivo del Trigo (GA Divito y FO García, Eds.).
- Abba, A. M. y Cassini, M. H. 2010. Ecological differences between two sympatric species of armadillos (*Xenarthra*, Mammalia) in a temperate region of Argentina. - *Acta Theriol. (Warsz)*. 55: 35-44.
- Abba, A. M., Vizcaíno, S. F. y Cassini, M. H. 2009. Eto-ecología y conservación de tres especies de Armadillos (*Dasyus hybridus*, *Chaetophractus villosus* y *C. vellerosus*) en el Noreste de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. - *Edentata* 8: 41-47.
- Abba, A. M., Cassini, G. H. y Galliari, F. C. 2011. Nuevos aportes a la historia natural de la mulita pampeana *Dasyus hybridus* (Mammalia, Dasypodidae). - *Iheringia - Ser. Zool.* 101: 325-335.
- Abba, A. M., Zufiurre, E., Codesido, M. y Bilenca, D. N. 2015. Burrowing activity by armadillos in agroecosystems of central Argentina: Biogeography, land use, and rainfall effects. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 200: 54-61.
- Abbate, P. y Carpaneto, B. 2018. En Cultivos de Invierno. Informes técnicos de INTA Balcarce 2018 (P Abbate y B Carpaneto, Eds.). - Ediciones INTA.
- Abbate, P. E., Andrade, F. H. y Culot, J. P. 1994. Determinación del rendimiento en trigo: Estación Experimental Agropecuaria Balcarce, INTA.
- Aguilera-Alcalá, N., Morales-Reyes, Z., Martín-López, B., Moleón, M. y Sánchez-Zapata, J. A. 2020. Role of scavengers in providing non-material contributions to people. - *Ecol. Indic.* 117: 106643.
- Aizen, M. A., Garibaldi, L. A. y Dondo, M. 2009. Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. - *Ecol. Austral* 19: 45-54.
- Akay, A. E. y Taş, İ. 2020. Mapping the risk of winter storm damage using GIS-based fuzzy logic. - *J. For. Res.* 31: 729-742.
- Alcamo, J., Ash, N. J., Butler, C. D., Callicot, J. B., Capistrano, D. y Carpenter, S. R. 2003. Ecosystems and human well-being: a report on the conceptual framework working group of the Millenium Ecosystem Assessment. - Island Press.
- Alonso Roldán, V., Navarro, J. L., Gardenal, C. N. y Martella, M. B. 2011. May captive populations of Greater Rhea (*Rhea americana*) act as genetic reservoirs in Argentina? - *Zoo Biol.* 30: 65-70.
- Amano, T., Ushiyama, K., Fujita, G. y Higuchi, H. 2004. Alleviating grazing damage by white-fronted geese: An optimal foraging approach. - *J. Appl. Ecol.* 41: 675-688.
- Anderson, D. R. y Burnham, K. P. 2002. Avoiding pitfalls when using information theoretic-methods. - *J. Wildl. Manage.* 66: 912-918.
- Andersson, M. y Erlinge, S. 1977. Influence of Predation on Rodent Populations. - *Oikos* 29: 591-597.

- Andreo, V. 2013. Hantavirus Ecology with GRASS GIS. Research and Innovation Centre Department of Biodiversity and Molecular Ecology GIS and Remote Sensing Unit.
- Andreo, V., Neteler, M., Rocchini, D., Provencal, C., Levis, S., Porcasi, X., Rizzoli, A., Lanfri, M., Scavuzzo, M., Pini, N., Enria, D. y Polop, J. 2014. Estimating hantavirus risk in Southern Argentina: A GIS-based approach combining human cases and host distribution. - *Viruses* 6: 201-222.
- Antún, M. y Baldi, R. 2019. Modeling the spatial structure of the endemic mara (*Dolichotis patagonum*) across modified landscapes. - *PeerJ* 7: e6367.
- Antún, M., Baldi, R., Bandieri, L. M. y Agostino, R. L. D. 2018. Analysis of the spatial variation in the abundance of lesser rheas using density surface models. - *Wildl. Res.* 45: 47.
- Aragón, J. R. 2002. Insectos Perjudiciales de la Soja. - *INTA Marcos Juarez. IDIA XXI* 3: 75-82.
- Araujo, M. S. 2004. Estudio radiotelemétrico del patrón de actividad del zorro gris pampeano *Pseudalopex gymnocercus* en el Parque Provincial E. Tornquist.
- Arias-Estévez, M., López-Periago, E., Martínez-Carballo, E., Simal-Gándara, J., Mejuto, J. C. y García-Río, L. 2008. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 123: 247-260.
- Arias, S. M., Quintana, R. D. y Cagnoni, M. 2005. Vizcacha's influence on vegetation and soil in a wetland of Argentina. - *Rangel. Ecol. Manag.* 58: 51-57.
- Auer, A., Maceira, N. y Nahuelhual, L. 2017. Agriculturisation and trade-offs between commodity production and cultural ecosystem services: A case study in Balcarce County. - *J. Rural Stud.* 53: 88-101.
- Auer, A., Nahuelhual, L. y Maceira, N. 2018. Cultural ecosystem services trade-offs arising from agriculturization in Argentina: A case study in Mar Chiquita Basin. - *Appl. Geogr.* 91: 45-54.
- Austin, M. 2007. Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. - *Ecol. Modell.* 200: 1-19.
- Azpiroz, A. B., Isacch, J. P., Dias, R. A., Di Giacomo, A. S., Fontana, C. S. y Palarea, C. M. 2012. Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: A review. - *J. F. Ornithol.* 83: 217-246.
- Bachman, D. C. 2008. Managing grassland pastures at Humboldt Bay National wildlife refuge for Aleutian geese. Humboldt State University.
- Baeza, S. y Paruelo, J. M. 2020. Land Use/Land Cover Change (2000–2014) in the Rio de la Plata Grasslands: An Analysis Based on MODIS NDVI Time Series. - *Remote Sens.* 12: 381.
- Baladrón, A. V., Bó, M. S., Malizia, A. I. y Bechard, M. J. 2011. Food habits of the Roadside Hawk (*Buteo magnirostris*) during the nonbreeding season in the Southeastern Pampas of Argentina. - *J. Raptor Res.* 45: 257-261.
- Baladrón, A. V., Bó, M. S., Cavalli, M. y Martínez, G. 2012. Comparación de la dieta de dos especies de rapaces ornitófas, el Halcón perdiguero (*Falco femoralis*) y el Vari (*Circus cinereus*), en la

- región Pampeana de Argentina. - Boletín Chil. Ornitol. 18: 62-67.
- Baladrón, A. V., Bó, M. S., Bechard, M. J. y Malizia, A. I. 2017. Relative abundance, habitat use, and seasonal variability of raptor assemblages in the Flooding Pampas of Argentina. - J. Raptor Res. 51: 38-49.
- Baldi, G. y Paruelo, J. M. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American Temperate grasslands. - Ecol. Soc. en imprenta.
- Baldi, G., Guerschman, J. P. y Paruelo, J. M. 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. - Agric. Ecosyst. Environ. 116: 197-208.
- Balvanera, P., Pfisterer, A. B., Buchmann, N., He, J. S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D. y Schmid, B. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. - Ecol. Lett. 9: 1146-1156.
- Barbosa, A. M. y Real, R. 2012. Applying fuzzy logic to comparative distribution modelling: A case study with two sympatric amphibians. - Sci. World J. en imprenta.
- Barocas, A., Hefner, R., Ucko, M., Merkle, J. A. y Geffen, E. 2018. Behavioral adaptations of a large carnivore to human activity in an extremely arid landscape. - Anim. Conserv. 21: 433-443.
- Barral, M. P. 2015. Provisión de Servicios Ecosistémicos en paisajes rurales: Desarrollo de criterios y herramientas para el ordenamiento territorial rural. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Mar del Plata.
- Barral, M. P. y Maceira, N. O. 2012. Land-use planning based on ecosystem service assessment: A case study in the Southeast Pampas of Argentina. - Agric. Ecosyst. Environ. 154: 34-43.
- Barral, M. P., Weyland, F., Maceira, N. O. y Littera, P. 2012. Un modelo sencillo de lógica difusa para predecir riqueza de aves a escala de paisaje. - En: XXV Reunión Argentina de Ecología. Libro de Resúmenes. Asociación. pp. 131.
- Barral, M. P., Rey Benayas, J. M., Meli, P. y Maceira, N. O. 2015. Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: A global meta-analysis. - Agric. Ecosyst. Environ. 202: 223-231.
- Barral, M. P., Villarino, S., Levers, C., Baumann, M., Kuemmerle, T. y Mastrangelo, M. 2020. Widespread and major losses in multiple ecosystem services as a result of agricultural expansion in the Argentine Chaco. - J. Appl. Ecol. en imprenta.
- Bastian, O. 2013. The role of biodiversity in supporting ecosystem services in Natura 2000 sites. - Ecol. Indic. 24: 12-22.
- Batáry, P., Báldi, A., Kleijn, D. y Tschardtke, T. 2011. Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: A meta-analysis. - Proc. R. Soc. B Biol. Sci. 278: 1894-1902.
- Bellis, L. M., Martella, M. B., Navarro, J. L. y Vignolo, P. E. 2004. Home range of greater and lesser rhea in Argentina: Relevance to conservation. - Biodivers. Conserv. 13: 2589-2598.
- Bellocq, M. I. 1987. Selección de hábitat de caza y depredación diferencial de *Athene cunicularia* sobre roedores en ecosistemas agrarios. - Rev. Chil. Hist. Nat. 60: 81-86.

- Belloq, M. I. 1998. Prey selection by breeding and nonbreeding Barn Owls in Argentina. - *Auk* 115: 224-229.
- Belloq, M. I., Filloy, J. y Garaffa, P. I. 2008. Influence of agricultural intensity and urbanization on the abundance of the raptor chimango caracara (*Milvago chimango*) in the Pampean Region of Argentina. - *Ann. Zool. Fennici* 45: 128-134.
- Belsky, A. J. 1986. Does Herbivory Benefit Plants? A Review of the Evidence. - *Am. Nat.* 127: 870-892.
- Benton, T. G., Vickery, J. A. y Wilson, J. D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? - *Trends Ecol. Evol.* 18: 182-188.
- Bergmann, F., Amaral, H., Pinto, D., Chivittz, C. y Tozetti, A. 2013. Foraging activity of the snail kite, *Rostrhamus sociabilis* (Aves: Accipitridae) in wetlands of southern Brazil. - *Brazilian J. Biol.* 73: 245-252.
- Bernad, L., Pedrana, J., Maceira, N. O. y Isacch, J. P. 2014. Los cauquenes como patrimonio natural: Una visión agroecosistémica. - *Aves Argentinas N&C*: 14-17.
- Bernardos, J. y Zaccagnini, M. E. 2011. Insecticides in agricultural crops and their potential risks for the birds of the pampas region. - *Hornero* 26: 55-64.
- Bianchi, F. J. J. A., Booij, C. J. H. y Tschardtke, T. 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. - *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 273: 1715-1727.
- Bilenca, D. N. y Kravetz, F. O. 1995. Patrones de abundancia relativa en ensambles de pequeños roedores de la región pampeana. - *Ecol. Austral* 5: 21-30.
- Bilenca, D. y Miñarro, F. 2004. Identificación de áreas valiosas de pastizales en las pampas y campos Argentinos, Uruguay y sur de Brasil (AVPs). - *Fundación Vida Silvestre*.
- Bilenca, D., Codesido, M. y González Fischer, C. 2009. Cambios en la fauna pampeana. - *Cienc. Hoy*: 8-17.
- Bilenca, D., Codesido, M., Fischer, C. G., Carusi, L. P., Zufiaurre, E. y Abba, A. 2012. Impactos de la transformación agropecuaria sobre la biodiversidad en la provincia de Buenos Aires. - *Rev. del Mus. Argentino Ciencias Nat. Nueva Ser.* 14: 189-198.
- Bino, G., Dolev, A., Yosha, D., Guter, A., King, R., Saltz, D. y Kark, S. 2010. Abrupt spatial and numerical responses of overabundant foxes to a reduction in anthropogenic resources. - *J. Appl. Ecol.* 47: 1262-1271.
- Biondi, L. M., Bó, M. S. y Favero, M. 2005. Dieta del chimango (*Milvago chimango*) durante el período reproductivo en el Sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. - *Ornitol. Neotrop.* 16: 31-42.
- Bird, J. A., Pettygrove, G. S. y Eadie, J. M. 2000. The impact of waterfowl foraging on the decomposition of rice straw: mutual benefit for rice growers and waterfowl. - *J. Appl. Ecol.* 37: 728-741.

- BirdLife International 2016a. *Chloephaga picta*. The IUCN Red List of Threatened Species. e.T2267997
- BirdLife International 2016b. *Chloephaga poliocephala*. The IUCN Red List of Threatened Species. e.T2267998
- BirdLife International 2016c. *Chloephaga rubidiceps*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016. e.T2267998
- Birkhofer, K., Rusch, A., Andersson, G. K. S., Bommarco, R., Dänhardt, J., Ekbom, B., Jönsson, A., Lindborg, R., Olsson, O., Rader, R., Stjernman, M., Williams, A., Hedlund, K. y Smith, H. G. 2018. A framework to identify indicator species for ecosystem services in agricultural landscapes. - *Ecol. Indic.* 91: 278-286.
- Birochio, D. 2008. Ecología trófica de *Lycalopex gymnocercus* en la región pampeana: un acercamiento inferencial al uso de los recursos. Universidad Nacional del Sur.
- Black, T. A. y Montgomery, D. R. 1991. Sediment Transport by Burrowing Mammals, Marin country, California. - *Earth Surf. Process. Landforms* 16: 163-172.
- Blanco, D. E., Zalba, S. M., Belenguer, C. J., Pugnali, G. y Goñi, H. R. 2003. Status and conservation of the ruddy-headed goose *Chloephaga rubidiceps* Sclater (Aves, Anatidae) in its wintering grounds (Province of Buenos Aires, Argentina). - *Rev. Chil. Hist. Nat.* 76: 47-55.
- Blanco, D. E., Lanctot, R. B., Isacch, J. P. y Gill, V. A. 2004. Pastizales templados del Sur de América como hábitat de aves playeras migratorias. - *Ornitol. Neotrop.* 15: 159-167.
- Bó, M. S. 1999. Dieta del halcón plomizo (*Falco femoralis*) en el sudeste de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. - *Ornitol. Neotrop.* 10: 95-99.
- Bó, M. S., Cicchino, S. M. y Martínez, M. M. 1996. Diet of Long-Winged Harrier (*Circus Buffoni*) in Southeastern Buenos Aires Province, Argentina. - *J. Raptor Res.* 30: 237-239.
- Bó, M. S., Isacch, J. P., Malizia, A. I. y Martínez, M. M. 2002. Lista comentada de los mamíferos de la Reserva de Biósfera Mar Chiquita, provincia de Buenos Aires, Argentina. - *Mastozoología Neotrop.* 9: 5-11.
- Bó, M. S., Baladrón, A. V. y Biondi, L. M. 2007. Ecología trófica de Falconiformes y Strigiformes: Tiempos de síntesis. - *Hornero* 22: 97-115.
- Bock, W. y Salski, A. 1998. A fuzzy knowledge-based model of population dynamics of the Yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) in a beech forest. - *Ecol. Modell.* 108: 155-161.
- Booman, G. C., Laterra, P., Comparatore, V. y Murillo, N. 2009. Post-dispersal predation of weed seeds by small vertebrates: Interactive influences of neighbor land use and local environment. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 129: 277-285.
- Borges, P. A. V., Gabriel, R. y Fattorini, S. 2019. Biodiversity Erosion: Causes and Consequences. - En: Leal Filho, W. et al. (eds), *Life on Land, Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals*. Springer, Cham, pp. 1-10.
- Borman, M. M., Louhaichi, M., Johnson, D. E., Krueger, W. C., Karow, R. S. y Thomas, D. R. 2002.

- Yield mapping to document goose grazing impacts on winter wheat. - *Agron. J.* 94: 1087-1093.
- Boulé, K. L. y Mason, C. W. 2019. Local Perspectives on Sport Hunting and Tourism Economies: Stereotypes, Sustainability, and Inclusion in British Columbia's Hunting Industries. - *Sport Hist. Rev.* 50: 93-115.
- Bowen-Jones, E. y Entwistle, A. 2002. Identifying appropriate flagship species: The importance of culture and local contexts. - *Oryx* 36: 189-195.
- Bowyer, R. T., Boyce, M. S., Goheen, J. R. y Rachlow, J. L. 2019. Conservation of the world's mammals: status, protected areas, community efforts, and hunting. - *J. Mammal.* 100: 923-941.
- Boyce, M. S., Vernier, P. R., Nielsen, S. E. y Schmiegelow, F. K. A. 2002. Evaluating resource selection functions. - *Ecol. Modell.* 157: 281-300.
- Branch, L. C. 1994. Seasonal patterns in long-distance vocalizations of the Pampas fox. - *Vida Silv. Neotrop.* 3: 108-111.
- Braunisch, V., Bollmann, K., Graf, R. F. y Hirzel, A. H. 2008. Living on the edge - Modelling habitat suitability for species at the edge of their fundamental niche. - *Ecol. Modell.* 214: 153-167.
- Brochet, A. L., Van Den Bossche, W., Jones, V. R., Arnardottir, H., Damoc, D., Demko, M., Driessens, G., Flensted, K., Gerber, M., Ghasabyan, M., Gradinarov, D., Hansen, J., Horváth, M., Karlonas, M., Krogulec, J., Kuzmenko, T., Lachman, L., Lehtiniemi, T., Lorgé, P., Lötberg, U., Lusby, J., Ottens, G., Paquet, J. Y., Rukhaia, A., Schmidt, M., Shimmings, P., Stipnieks, A., Sultanov, E., Vermouzek, Z., Vintchevski, A., Volke, V., Willi, G. y Butchart, S. H. M. 2019. Illegal killing and taking of birds in Europe outside the Mediterranean: Assessing the scope and scale of a complex issue. - *Bird Conserv. Int.* 29: 10-40.
- Brondizio, E. S., Settele, J., Díaz, S. y Ngo, H. T. 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. - IPBES Secretariat: Bonn, Germany.
- Brooks, D. M. 1992. Notes on group size, density, and habitat association of the Pampas Fox (*Dusicyon gymnocerus*) in the Paraguayan Chaco. - *Mammalia* 56: 314-316.
- Bruggers, R. L., Rodriguez, E. y Zaccagnini, M. E. 1998. Planning for bird pest problem resolution: A case study. - *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 42: 173-184.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. y Thomas, L. 2001. Introduction to Distance Sampling: Estimating abundance of biological populations.
- Buckland, S. T., Marsden, S. J. y Green, R. E. 2008. Estimating bird abundance: making methods work. - *Bird Conserv. Int.* 18: 91-108.
- Buij, R., Melman, T. C. P., Loonen, M. J. J. E. y Fox, A. D. 2017. Balancing ecosystem function, services and disservices resulting from expanding goose populations. - *Ambio* 46: 301-318.
- Buijs, A. E., Pedrolí, B. y Luginbühl, Y. 2006. From hiking through farmland to farming in a leisure landscape: Changing social perceptions of the European landscape. - *Landsc. Ecol.* 21: 375-389.
- Bulgarella, M., Kopuchian, C., Giacomo, A. S. Di, Matus, R., Blank, O., Wilson, R. E. y Mccracken,

- K. G. 2014. Molecular phylogeny of the South American sheldgeese with implications for conservation of Falkland Islands (Malvinas) and continental populations of the Ruddy-headed Goose *Chloephaga rubidiceps* and Upland Goose *C. picta*. - Bird Conserv. Int.: 1-13.
- Bullock, J. M., Aronson, J., Newton, A. C., Pywell, R. F. y Rey-Benayas, J. M. 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: Conflicts and opportunities. - Trends Ecol. Evol. 26: 541-549.
- Burkhard, B. y Maes, J. 2017. Mapping Ecosystem Services. - Pensoft Publishers.
- Burkhard, B., Petrosillo, I. y Costanza, R. 2010. Ecosystem services - Bridging ecology, economy and social sciences. - Ecol. Complex. 7: 257-259.
- Busch, M. y Kravetz, F. O. 1992. Competitive interaction among rodents (*Akodon azarae*, *Calomys laucha*, *C. musculinus* and *Oligoryzomys flavescens*) in a two-habitat system. I, Spatial and numerical relationships. - Mammalia 56: 45-56.
- Busch, M., Miño, M. H., Dadon, J. R. y Hodara, K. 2001. Habitat selection by *Akodon* and *Calomys laucha* (Rodentia, Muridae) in pampean agroecosystems. - Mammalia 64: 29-48.
- Busch, M., Bilenca, D. N., Cittadino, E. A. y Cueto, G. R. 2005. Effect of removing a dominant competitor, *Akodon azarae* (Rodentia, Sigmodontinae) on community and population parameters of small rodent species in Central Argentina. - Austral Ecol. 30: 168-178.
- Busch, M., Knight, C., Mazía, C. N., Hodara, K., Muschetto, E. y Chaneton, E. 2012. Rodent seed predation on tree invader species in grassland habitats of the Inland Pampa. - Ecol. Res. 27: 369-376.
- Butet, A., Michel, N., Rantier, Y., Comor, V., Hubert-Moy, L., Nabucet, J. y Delettre, Y. 2010. Responses of common buzzard (*Buteo buteo*) and Eurasian kestrel (*Falco tinnunculus*) to land use changes in agricultural landscapes of Western France. - Agric. Ecosyst. Environ. 138: 152-159.
- Cabrera, A. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. - Encicl. Argentina Agric. y Jard. 2: 1-85.
- Calamari, N. C., Canavelli, S. B., Cerezo, A., Dardanelli, S., Bernardos, J. N. y Zaccagnini, M. E. 2018. Variations in pest bird density in Argentinean agroecosystems in relation to land use and/or cover, vegetation productivity and climate. - Wildl. Res. 45: 668-678.
- Campbell, J. B. 2002. Introduction to remote sensing (Guilford Press, Ed.).
- Canavelli, S. 2009. Recomendaciones de manejo para disminuir los daños por palomas medianas en cultivos agrícolas. - INTA. EEA Paraná. Paraná, Entre Ríos, Argentina.
- Canavelli, S. B., Maceda, J. J. y Bosisio, A. C. 2001. Dieta del aguilucho langostero (*Buteo swainsoni*) en su área de invernada (La Pampa, Argentina). - Hornero 16: 89-92.
- Canavelli, S. B., Aramburú, R. y Zaccagnini, M. E. 2012. Considerations for reducing conflicts around damage of agricultural crops by Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*). - El Hornero 27: 89-101.
- Canavelli, S. B., Swisher, M. E. y Branch, L. C. 2013. Factors related to farmers' preferences to decrease Monk Parakeet damage to crops. - Hum. Dimens. Wildl. 18: 124-137.
- Canavelli, S. B., Branch, L. C., Cavallero, P., González, C. y Zaccagnini, M. E. 2014. Multi-level analysis of bird abundance and damage to crop fields. - Agric. Ecosyst. Environ. 197: 128-136.



- Cancio, I., González-Robles, A., Bastida, J. M., Isla, J., Manzaneda, A. J., Salido, T. y Rey, P. J. 2017. Landscape degradation affects red fox (*Vulpes vulpes*) diet and its ecosystem services in the threatened *Ziziphus lotus* scrubland habitats of semiarid Spain. - *J. Arid Environ.* 145: 24-34.
- Canel, D., Scioscia, N. P., Denegri, G. M. y Kittlein, Y. M. 2016. Dieta del zorro gris pampeano (*Lycalopex gymnocercus*) en la provincia de Buenos Aires. - *Mastozool. Neotrop.* 23: 359-370.
- Cardador, L., Carrete, M. y Mañosa, S. 2011. Can intensive agricultural landscapes favour some raptor species? The Marsh harrier in north-eastern Spain. - *Anim. Conserv.* 14: 382-390.
- Carevic, F. S. 2011. Rol del pequén (*Athene cunicularia*) como controlador biológico mediante el análisis de sus hábitos alimentarios en la Provincia de Iquique, norte de Chile. - *IDESIA* 29: 15-22.
- Carlini, A. A., Soibelzon, E. y Glaz, D. 2016. *Chaetophractus vellerosus* (Cingulata: Dasypodidae). - *Mamm. Species* 48: 73-82.
- Carpenter, S. R., Defries, R., Dietz, T., Mooney, H. A., Polasky, S., Reid, W. V. y Scholes, R. J. 2006. Millennium Ecosystem Assessment: Research needs. - *Sciec* 314: 257-258.
- Carrete, M., Tella, J. L., Blanco, G. y Bertellotti, M. 2009. Effects of habitat degradation on the abundance, richness and diversity of raptors across Neotropical biomes. - *Biol. Conserv.* 142: 2002-2011.
- Carroll, C., Noss, R. F. y Paquet, P. C. 2001. Carnivores as focal species for conservation planning in the rocky mountain region. - *Ecol. Appl.* 11: 961-980.
- Carter, S. K. y Rosas, F. C. W. 1997. Biology and conservation of the Giant Otter *Pteronura brasiliensis*. - *Mamm. Rev.* 27: 1-26.
- Carter, N., Williamson, M. A., Gilbert, S., Lischka, S. A., Prugh, L. R., Lawler, J. J., Metcalf, A. L., Jacob, A. L., Beltrán, B. J., Castro, A. J., Sage, A. y Burnham, M. 2020. Integrated spatial analysis for human-wildlife coexistence in the American West. - *Environ. Res. Lett.* en imprenta.
- Castillo, D. F., Birochio, D. E., Lucherini, M. y Casanave, E. B. 2011. Diet of adults and cubs of *Lycalopex gymnocercus* in Pampas grassland: a validation of the optimal foraging theory? - *Ann. Zool. Fennici* 48: 251-256.
- Castillo, D. F., Luengos Vidal, E. M., Casanave, E. B. y Lucherini, M. 2014. Feeding habits of Molina's hog-nosed skunk in the Pampas grassland of Argentina. - *Mammalia* 78: 473-479.
- Casuso, M., Simon, C., Cavalleri, J. y Pérez, G. 2017. Guía práctica para la identificación de plagas del cultivo de girasol (P Slavik, Ed.). - Ediciones INTA.
- Cavalli, M., Baladrón, A. V., Isacch, J. P., Martínez, G. y Bó, M. S. 2014. Prey selection and food habits of breeding Burrowing Owls (*Athene cunicularia*) in natural and modified habitats of Argentine pampas. - *Emu* 114: 184-188.
- Cavia, R., Gómez Villafaña, I., Suárez, O. V., Gómez, M. D., Sánchez, J. y León, V. 2019. *Mus musculus*. - *Categ. 2019 los mamíferos Argentina según su riesgo extinción. List. Roja los mamíferos Argentina.*: <http://cma.sarem.org.ar>.

- Ceaușu, S., Graves, R. A., Killion, A. K., Svenning, J. C. y Carter, N. H. 2019. Governing trade-offs in ecosystem services and disservices to achieve human–wildlife coexistence. - *Conserv. Biol.* 33: 543-553.
- Chebez, J. C. 2008. Los que se van. Fauna argentina amenazada. - Albatros.
- Chen, Y. H. 2013. Habitat suitability modeling of amphibian species in southern and central China: Environmental correlates and potential richness mapping. - *Sci. China Life Sci.* 56: 476-484.
- Chowfin, S. M. y Leslie, A. J. 2021. Using birds as bioindicators of forest restoration progress: A preliminary study. - *Trees, For. People* 3: 100048.
- Ćirović, D., Penezić, A. y Krofel, M. 2016. Jackals as cleaners: Ecosystem services provided by a mesocarnivore in human-dominated landscapes. - *Biol. Conserv.* 199: 51-55.
- Clark, K. L., Branch, L. C., Hierro, J. L. y Villarreal, D. 2016. Burrowing herbivores alter soil carbon and nitrogen dynamics in a semi-arid ecosystem, Argentina. - *Soil Biol. Biochem.* 103: 253-261.
- Clough, Y., Barkmann, J., Juhbandt, J., Kessler, M., Wanger, T. C., Anshary, A., Buchori, D., Cicuzza, D., Darras, K., Dwi Putra, D., Erasmi, S., Pitopang, R., Schmidt, C., Schulze, C. H., Seidel, D., Steffan-Dewenter, I., Stenchly, K., Vidal, S., Weist, M., Wielgoss, A. C. y Tschardtke, T. 2011. Combining high biodiversity with high yields in tropical agroforests. - *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 108: 8311-8316.
- Codesido, M., González-Fischer, C. y Bilenca, D. 2011. Distributional changes of landbird species in agroecosystems of central Argentina. - *Condor* 113: 266-273.
- Codesido, M., González-Fischer, C. M. y Bilenca, D. N. 2013. Landbird assemblages in different agricultural landscapes: A case study in the Pampas of central Argentina. - *Condor* 115: 8-16.
- Colombo, V. C., Gamieta, I., Löffler, S. G., Brihuega, B. F. y Beldomenico, P. M. 2018. New host species for *Leptospira borgpetersenii* and *Leptospira interrogans serovar Copenhageni*. - *Vet. Microbiol.* 215: 90-92.
- Comparatore, V. y Yagueddú, C. 2007. Diet of the Greater Rhea (*Rhea americana*) in an agroecosystem of the flooding Pampa, Argentina. - *Ornitol. Neotrop.* 18: 187-194.
- Comparatore, V. y Yagueddú, C. 2016. Diet of the Greater Rhea (*Rhea americana*) in an agroecosystem of the flooding Pampa, Argentina. - *Ornitol. Neotrop.* 24: 13-20.
- Contarde, C. B. 2019. Caracterización espacial y patrones de actividad en una colonia de vizcachas (*Lagostomus maximus*) de la zona serrana del centro de Córdoba. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba.
- Cook, D., Malinauskaite, L., Davíðsdóttir, B., Ögmundardóttir, H. y Roman, J. 2020. Reflections on the ecosystem services of whales and valuing their contribution to human well-being. - *Ocean Coast. Manag.* en imprenta.
- Cortés-Avizanda, A., Blanco, G., Devault, T. L., Markandya, A., Virani, M. Z., Brandt, J. y Donázar, J. A. 2016. Supplementary feeding and endangered avian scavengers: Benefits, caveats, and controversies. - *Front. Ecol. Environ.* 14: 191-199.

- Cossa, N. A., Fasola, L., Roesler, I. y Rebores, J. C. 2016. Ruddy-headed Goose *Chloephaga rubidiceps*: Former plague and present protected species on the edge of extinction. - Bird Conserv. Int. 27: 269-281.
- Cossa, N. A., Fasola, L., Roesler, I. y Rebores, J. C. 2018. Incubating Upland Goose (*Chloephaga picta*) differential response to livestock, human, and predator nest disturbance. - Wilson J. Ornithol. 130: 739-745.
- Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S. y Grasso, M. 2017. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? - Ecosyst. Serv. 28: 1-16.
- Cox, D. T. C. y Gaston, K. J. 2016. Urban bird feeding: Connecting people with nature. - PLoS One 11: 1-13.
- Crespo, J. A. 1971. Ecología del zorro gris *Dusicion gymnocercus antiquus* (Ameghino) en la provincia de La Pampa. - Rev. del Mus. Argentino Ciencias Nat. "Bernardino Rivadavia" e Inst. Nac. Investig. las Ciencias Nat. 5: 147-205.
- Crooks, K. R. 2002. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. - Conserv. Biol. 16: 488-502.
- Croonquist, M. J. y Brooks, R. P. 1991. Use of avian and mammalian guilds as indicators of cumulative impacts in riparian-wetland areas. - Environ. Manage. 15: 701-714.
- Crossman, N. D., Bryan, B. A., de Groot, R. S., Lin, Y. P. y Minang, P. A. 2013. Land science contributions to ecosystem services. - Curr. Opin. Environ. Sustain. 5: 509-514.
- Dardanelli, S., Fandiño, B., Calamari, N. C., Canavelli, S. B. y Zaccagnini, M. E. 2016. ¿Eligen las palomas y cotorras los lotes de soja (*Glycine max*) en emergencia? Un caso de estudio en agroecosistemas de Entre Ríos, Argentina. - Rev. Mex. Biodivers. 87: 1308-1314.
- Davidson, A. D., Detling, J. K. y Brown, J. H. 2012. Ecological roles and conservation challenges of social, burrowing, herbivorous mammals in the world's grasslands. - Front. Ecol. Environ. 10: 477-486.
- De Angelo, C., Paviolo, A. y Di Bitetti, M. 2011. Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Upper Paraná Atlantic Forest. - Divers. Distrib. 17: 422-436.
- De Groot, R. S., Wilson, M. A. y Boumans, R. M. J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. - Ecol. Econ. 41: 393-408.
- Del Hoyo, J., Elliott, A. y Sargatal, J. 1992. Handbook of the Birds of the World (HBW). Volume 1. Ostrich to ducks. - Lynx Edicions.
- Delattre, P., De Sousa, B., Fichet-Calvet, E., Quéré, J. P. y Giraudoux, P. 1999. Vole outbreaks in a landscape context: evidence from a six year study of *Microtus arvalis*. - Landsc. Ecol. 14: 401-412.
- Dellarupe, A., Fitte, B., Pardini, L., Campero, L. M., Bernstein, M., Robles, M. D. R., Moré, G.,

- Venturini, M. C. y Unzaga, J. M. 2019. *Toxoplasma gondii* and *Neospora caninum* infections in synanthropic rodents from Argentina. - Rev. Bras. Parasitol. Vet. 28: 113-118.
- Dew, J. L. y Wright, P. 1998. Frugivory and seed dispersal by four species of primates in Madagascar's eastern rain forest. - Biotropica 30: 425-437.
- Dias, B. S., Lima Martins, B. M., Moraes de Sousa, M. E., Cunha Cardoso, A. T. y Jordaan, A. 2020. Prioritizing species of concern monitoring using GIS-based fuzzy models. - Ocean Coast. Manag. 188: 105073.
- Díaz, S., Tilman, D. y Fargione, J. 2005. Biodiversity Regulation of Ecosystem Services. - En: Hassan, H., Scholes, R., Ash, N. (ed), Ecosystems and human well-being: Current state and trends. Island Pre. pp. 297-329.
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin, F. S. y Tilman, D. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. - PLoS Biol. 4: 1300-1305.
- Díaz, S., Quétier, F., Cáceres, D. M., Trainor, S. F., Pérez-Harguindeguy, N., Bret-Harte, M. S., Finegan, B., Peña-Claros, M. y Poorter, L. 2011. Linking functional diversity and social actor strategies in a framework for interdisciplinary analysis of nature's benefits to society. - Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 108: 895-902.
- Dickman, A. J. 2010. Complexities of conflict: the importance of considering social factors for effectively resolving human – wildlife conflict. - Anim. Conserv. 13: 458-466.
- Distefano, E. 2005. Human-Wildlife conflict worldwide: collection of case studies, analysis of management strategies and good practices. - Conflict 7: 1-34.
- Ditchkoff, S. S., Saalfeld, S. T. y Gibson, C. J. 2006. Animal behavior in urban ecosystems: Modifications due to human-induced stress. - Urban Ecosyst. 9: 5-12.
- Donázar, J. A., Cortés-Avizanda, A., Fargallo, J. A., Margalida, A., Moleón, M., Morales-Reyes, Z., Moreno-Opo, R., Pérez-García, J. M., Sánchez-Zapata, J. A., Zuberogoitia, I. y Serrano, D. 2016. Roles of raptors in a changing world: From flagships to providers of key ecosystem services. - Ardeola 63: 181-234.
- Dormann, C. F., Schymanski, S. J., Cabral, J., Chuine, I., Graham, C., Hartig, F., Kearney, M., Morin, X., Römermann, C., Schröder, B. y Singer, A. 2012. Correlation and process in species distribution models: Bridging a dichotomy. - J. Biogeogr. 39: 2119-2131.
- Dunford, R. W., Harrison, P. A. y B.J., K. 2017. Computer modelling for ecosystem service assessment. - En: Burkhard, B. y Maes, J. (eds), Mapping Ecosystem Services. pp. 124-135.
- Duru, M., Therond, O., Martin, G., Martin-Clouaire, R., Magne, M. A., Justes, E., Journet, E. P., Aubertot, J. N., Savary, S., Bergez, J. E. y Sarthou, J. P. 2015. How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. - Agron. Sustain. Dev. 35: 1259-1281.
- Eastman, J.R. 2012. IDRISI selva. - Clark University.
- Echeverri, A., Karp, D. S., Naidoo, R., Zhao, J. y Chan, K. M. A. 2018. Approaching human-animal relationships from multiple angles: A synthetic perspective. - Biol. Conserv. 224: 50-62.

- Echeverri, A., Karp, D. S., Naidoo, R., Tobias, J. A., Zhao, J. y Chan, K. M. A. 2019. Can avian functional traits predict cultural ecosystem services? - *People Nat.* 2: 138-151.
- Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M., Richardson, D. M., Le Maitre, D. C. y van Jaarsveld, A. S. 2008. Mapping ecosystem services for planning and management. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 127: 135-140.
- Egoh, B., Drakou, E. G., Dunbar, M. B., Maes, J. y Louise Willemsen, L. 2012. Indicators for mapping ecosystem services: a review: JRC Scientific And Policy Reports. - Publications Office of the European Union.
- ESRI 2020a. ArcGIS desktop. - <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/how-fuzzy-membership-works.htm>
- ESRI 2020b. ArcGIS desktop. - <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/applying-fuzzy-logic-to-overlay-rasters.htm>
- Expósito-Granados, M., Castro, A. J., Lozano, J., Aznar-Sanchez, J. A., Carter, N. H., Requena-Mullor, J. M., Malo, A. F., Olszańska, A., Morales-Reyes, Z., Moleón, M., Sánchez-Zapata, J. A., Cortés-Avizanda, A., Fischer, J. y Martín-López, B. 2019. Human-carnivore relations: Conflicts, tolerance and coexistence in the American West. - *Environ. Res. Lett.* 14: 123005.
- FAOSTAT 2007. Food and Agriculture Organization of the United Nations.: [http:// faostat.fao.org/](http://faostat.fao.org/).
- Farias, A. A. y Kittlein, M. J. 2008. Small-scale spatial variability in the diet of pampas foxes (*Pseudalopex gymnocercus*) and human-induced changes in prey base. - *Ecol. Res.* 23: 543-550.
- Farjon, H., De Blaeij, A., De Boer, T., Langers, F., Vader, J. y Buijs, A. 2016. Citizens' images and values of nature in Europe. A survey in nine EU Member States. - The Hague: PBL Netherlands Environmental Assessment Agency.
- Fedriani, J. M. y Delibes, M. 2009. Seed dispersal in the iberian pear, *Pyrus bourgaeana*: A role for infrequent mutualists. - *Ecoscience* 16: 311-321.
- Fedriani, J. M., Fuller, T. K. y Sauvajot, R. M. 2001. Does availability of anthropogenic food enhance densities of omnivorous mammals? An example with coyotes in southern California. - *Ecography (Cop.)*. 24: 325-331.
- Ferraro, D., Piñeiro, G., Laterra, P., Nogués, A. y de Prada, J. 2011. Aproximaciones y herramientas para la evaluación de Servicios Ecosistémicos. - En: Laterra, P. et al. (eds), Valoración De Servicios Ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. INTA, pp. 673-687.
- Ferreira, T. y Rasband, W. 2012. ImageJ User Guide, ImageJ FIJI 1.46r.
- Ferreira, A. S., Peres, C. A., Bogoni, J. A. y Cassano, C. R. 2018. Use of agroecosystem matrix habitats by mammalian carnivores (Carnivora): a global-scale analysis. - *Mamm. Rev.* 48: 312-327.
- Filella, I., Serrano, L., Serra, J. y Peñuelas, J. 1995. Evaluating wheat nitrogen status with canopy reflectance indices and discriminant analysis. - *Crop Sci.* 35: 1400-1405.
- Filloy, J. y Bellocq, M. 2007. Respuesta de las aves rapaces al uso de la tierra: un enfoque regional. -

- El hornero 022: 131-140.
- Fischer, J., Brosi, B., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., Goldman, R., Goldstein, J., Lindenmayer, D. B., Manning, A. D., Mooney, H. A., Pejchar, L., Ranganathan, J. y Tallis, H. 2008. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? - *Front. Ecol. Environ.* 6: 380-385.
- Flores-Morales, M., Vázquez, J., Bautista, A., Rodríguez-Martínez, L. y Monroy-Vilchis, O. 2019. Response of two sympatric carnivores to human disturbances of their habitat: the bobcat and coyote. - *Mammal Res.* 64: 53-62.
- Foley, J. A., Barford, C., Monfreda, C., Kucharik, C. J., Howard, E. A., Chapin, F. S., Bonan, G., Asner, G. P., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Prentice, I. C., Patz, J. A., Helkowski, J. H., Coe, M. T., Ramankutty, N., Snyder, P. K., DeFries, R., Carpenter, S. R. y Holloway, T. 2005. Global Consequences of Land Use. - *Science* (80- ). 309: 570-574.
- Fox, A. D. y Abraham, K. F. 2017. Why geese benefit from the transition from natural vegetation to agriculture. - *Ambio* 46: 188-197.
- Fox, A. D. y Madsen, J. 2017. Threatened species to super-abundance: The unexpected international implications of successful goose conservation. - *Ambio* 46: 179-187.
- Fox, A. D., Elmberg, J., Tombre, I. M. y Hessel, R. 2017. Agriculture and herbivorous waterfowl: A review of the scientific basis for improved management. - *Biol. Rev.* 92: 854-877.
- Fraschina, J., León, V. A. y Busch, M. 2014. Role of landscape scale in the distribution of rodents in an agroecosystem of Argentina. - *J. Agric. Sci.* 6: 22-35.
- Fujita, H. O. y Calvo, J. O. 1981. Las exportaciones de productos y subproductos de la faunas silvestre en el quinquenio 1976-1980. - *Idia* 397: 1-26.
- Gandrup, M. E., García, F. O., Fabrizzi, K. P. y Echeverría, H. E. 2004. Evolución de un índice de verdor en hoja para evaluar el status nitrogenado en trigo. - *Rev. Investig. Agropecu.* 33: 105-121.
- García, V. B. y Kittlein, M. J. 2005. Diet, habitat use, and relative abundance of pampas fox (*Pseudalopex gymnocercus*) in northern Patagonia, Argentina. - *Mamm. Biol.* 70: 218-226.
- Gaston, K. J., Cox, D. T. C., Canavelli, S. B., García, D., Hughes, B., Maas, B., Martínez, D., Ogada, D. y Inger, R. 2018. Population abundance and ecosystem service provision: The case of birds. - *Bioscience* 68: 264-272.
- Gavier-Pizarro, G., Calamari, N., Piquer Rodríguez, M. y Kuemmerle, T. 2014. El método de construcción de escenarios aplicado al ordenamiento territorial. - En: Paruelo, J. et al. (eds), *Ordenamiento Territorial Rural*. INTA Ediciones, en imprenta.
- Gharajehdaghpour, T., Roth, J. D., Fafard, P. M. y Markham, J. H. 2016. Arctic foxes as ecosystem engineers: Increased soil nutrients lead to increased plant productivity on fox dens. - *Sci. Rep.* 6: 7-9.
- Ghersa, C. M., Martínez-Ghersa, M. A. y León, R. J. C. 1998. Cambios en el paisaje pampeano y sus efectos sobre los sistemas de soporte de la vida. Hacia una agricultura productiva y sostenible en la pampa.

- Ghys, M. I. y Favero, M. 2004. Espectro trófico de la Gaviota Capucho Café (*Larus Maculipennis*) en agroecosistemas del sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. - *Ornitol. Neotrop.* 15: 493-500.
- Giarratano, M. y Kristensen, M. J. 2012. La caza comercial en Benito Juárez y Tandil. - En: Ulberich, A. (ed), Estudios ambientales III: Tandilia y el sudeste bonaerense. Centro de Investigaciones y Estudios Ambientales, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, pp. 37-44.
- Gigón, R., Vigna, M. y Yannicari, M. 2017. Manejo de malezas problema Raigrás (*Lolium* spp.) Bases para su manejo y control en sistemas de producción. - REM - AAPRESID.
- Giobellina, B., Murillo, N. y Y., C. 2020. Aportes para el ordenamiento territorial de Argentina. Bases teóricas, herramientas y algunas experiencias modelo. - INTA Ediciones.
- Giordano, P. F., Bellis, L. M., Navarro, J. L. y Martella, M. B. 2008. Abundance and spatial distribution of Greater Rhea *Rhea americana* in two sites on the pampas grasslands with different land use. - *Bird Conserv. Int.* 18: 63-70.
- Giordano, P. F., Navarro, J. L. y Martella, M. B. 2010. Building large-scale spatially explicit models to predict the distribution of suitable habitat patches for the Greater rhea (*Rhea americana*), a near-threatened species. - *Biol. Conserv.* 143: 357-365.
- Goldstein, M. I., Lacher, T. E., Woodbridge, B., Bechard, M. J., Canavelli, S. B., Zaccagnini, M. E., Cobb, G. P., Scollon, E. J., Tribolet, R. y Hooper, M. J. 1999. Monocrotophos-induced mass mortality of Swainson's hawks in Argentina, 1995-96. - *Ecotoxicology* 8: 201-214.
- Gómez Villafañe, I., Massa, C., González-Ittig, R. E., Frascina, J., Vadell, M. V., Muschetto, E., Coda, J. A., Provencal, M. C. y Priotto, J. W. 2019. *Oligoryzomys flavescens*. (SAyDS-SAREM, Ed.). - Categ. 2019 los mamíferos Argentina según su riesgo extinción. List. Roja los mamíferos Argentina: <http://cma.sarem.org.ar>.
- Gonzalez-Fischer, C. M., Codesido, M., Teta, P. y Bilenca, D. 2011. Seasonal and geographic variation in the diet of Barn Owls (*Tyto alba*) in temperate agroecosystems of Argentina. - *Ornitol. Neotrop.* 22: 295-305.
- González-Fischer, C. M., Baldi, G., Codesido, M. y Bilenca, D. 2012. Seasonal variations in small mammal-landscape associations in temperate agroecosystems: A study case in Buenos Aires province, central Argentina. - *Mammalia* 76: 399-406.
- González-Fischer, C. M., Cavia, R., Picasso, P. y Bilenca, D. 2017. Regional and local determinants of rodent assemblages in agroecosystems of the Argentine Pampas. - *J. Mammal.* 98: 1760-1767.
- González, S., Maldonado, J. E., Leonard, J. A., Vilà, C., Duarte, J. M. B., Merino, M., Brum-Zorrilla, N. y Wayne, R. K. 1998. Conservation genetics of the endangered Pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*). - *Mol. Ecol.* 7: 47-56.
- Gorosábel, A., Pedrana, J., Bernad, L., Caballero, V. J., Muñoz, S. D. y Maceira, N. O. 2019a. Evaluating the impacts and benefits of sheldgeese on crop yields in the Pampas region of

- Argentina: A contribution for mitigating the conflicts with agriculture. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 279: 33-42.
- Gorosábel, A., Pedrana, J., Bernad, L., Caballero, V. y Muñoz, S. D. 2019b. Una nueva mirada sobre el conflicto entre las actividades agropecuarias y los cauquenes. - *Visión Rural*: 41-43.
- Gorosábel, A., Bernad, L. y Pedrana, J. 2020a. Ecosystem services provided by wildlife in the Pampas region, Argentina. - *Ecol. Indic.* 117: 106576.
- Gorosábel, A., Estigarribia, L., Lopes, L. F., Martinez, A. M., Martínez-Lanfranco, J. A., Adenle, A. A., Rivera-Rebella, C. y Oyinlola, M. A. 2020b. Insights for policy-based conservation strategies for the Río de la Plata grasslands through the IPBES framework. - *Biota Neotrop.* 20: 1-17.
- Gos, P. y Lavorel, S. 2012. Stakeholders' expectations on ecosystem services affect the assessment of ecosystem services hotspots and their congruence with biodiversity. - *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.* 8: 93-106.
- Grau, R., Kuemmerle, T. y Macchi, L. 2013. Beyond land sparing versus land sharing: Environmental heterogeneity, globalization and the balance between agricultural production and nature conservation. - *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 5: 477-483.
- Green, A. J. y Elmberg, J. 2014. Ecosystem services provided by waterbirds. - *Biol. Rev.* 84: 105-122.
- Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, J. P. W. y Balmford, A. 2005. Farming and the fate of wild nature. - *Science* (80-. ). 307: 550-555.
- Green, A. J., Jenkins, K. M., Bell, D., Morris, P. J. y Kingsford, R. T. 2008. The potential role of waterbirds in dispersing invertebrates and plants in arid Australia. - *Freshw. Biol.* 53: 380-392.
- Guichón, M. L. y Cassini, M. H. 2007. Riparian wildlife richness along the Luján River. - *Ecol. Austral* 17: 81-87.
- Guidobono, J. S. 2013. Dinámica poblacional de roedores en agroecosistemas y su relación con variables ambientales. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- Guidobono, J. S., Muñoz, J., Muschetto, E., Teta, P. y Busch, M. 2016. Food habits of geoffroy's cat (*Leopardus geoffroyi*) in agroecosystem habitats of Buenos Aires, Argentina. - *Ecol. Austral* 26: 40-50.
- Guidobono, J. S., Cueto, G. R., Teta, P. y Busch, M. 2018. Effect of environmental factors on the abundance variations of two native rodents in agricultural systems of Buenos Aires, Argentina. - *Austral Ecol.* 44: 36-48.
- Guisan, A. y Zimmermann, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. - *Ecol. Modell.* 135: 147-186.
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I. T., Regan, T. J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T. G., Rhodes, J. R., Maggini, R., Setterfield, S. A., Elith, J., Schwartz, M. W., Wintle, B. A., Broennimann, O., Austin, M., Ferrier, S., Kearney, M. R., Possingham, H. P. y Buckley, Y. M. 2013. Predicting species distributions for conservation decisions. - *Ecol. Lett.* 16: 1424-1435.



- Guo, Z., Zhang, L. y Li, Y. 2010. Increased dependence of humans on ecosystem services and biodiversity. - PLoS One 5: e13113.
- Haines-Young, R. y Potschin, M. 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. - En: Raffaelli, D. y Frid, C. (eds), Ecosystem Ecology: A New Synthesis. BES Ecological Reviews Series. CUP, pp. 110-139.
- Haines-Young, R. y Potschin, M. 2011. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): 2011. - Expert Meet. Ecosyst. accounts organised by UNSD, EEA World Bank: 14.
- Haines-Young, R. y Potschin, M. 2013. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. - EEA Framew. Contract No EEA/IEA/09/003: 34 p.
- Hancke, D. y Suárez, O. V. 2017. Helminth diversity in synanthropic rodents from an urban ecosystem. - Ecohealth 14: 603-613.
- Hansen, R. M., Foppe, T. M., Gilbert, M. B., Clark, R. C. y Reynolds, H. W. 1977. Microhistological analysis of feces as an estimator of herbivore dietary. Colorado State Univeristy.
- Harrison, P. A., Berry, P. M., Simpson, G., Haslett, J. R., Blicharska, M., Bucur, M., Dunford, R., Egoh, B., Garcia-Llorente, M., Geamăna, N., Geertsema, W., Lommelen, E., Meiresonne, L. y Turkelboom, F. 2014. Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. - Ecosyst. Serv. 9: 191-203.
- Harrison, A. L., Petkov, N., Mitev, D., Popgeorgiev, G., Gove, B. y Hilton, G. M. 2017. Scale-dependent habitat selection by wintering geese: implications for landscape management. - Biodivers. Conserv. 27: 167-188.
- Hastie, T. J. y Tibshirani, R. J. 1990. Monographs on statistics and applied probabilities: Generalized additive models. - Chapman and Hall/CRC.
- Hattab, T., Ben Rais Lasram, F., Albouy, C., Sammari, C., Romdhane, M. S., Cury, P., Leprieur, F. y Le Loc'h, F. 2013. The use of a predictive habitat model and a Fuzzy Logic approach for marine management and planning. - PLoS One 8: e76430.
- Hedley, S. L. y Buckland, S. T. 2004. Spatial models for line transect sampling. - J. Agric. Biol. Environ. Stat. 9: 181-199.
- Herrera, L. P., Laterra, P., Maceira, N. O., Zelaya, K. D. y Martínez, G. A. 2009. Fragmentation status of tall-tussock grassland relicts in the Flooding Pampa, Argentina. - Rangel. Ecol. Manag. 62: 73-82.
- Herrera, L. P., Sabatino, M. C., Jaimes, F. R. y Poggio, S. L. 2017. Una propuesta para valorar el estado de conservación de los bordes de caminos rurales en el sudeste bonaerense. - Ecol. Austral 27: 403-414.
- Heydon, M. J., Reynolds, J. C. y Short, M. J. 2000. Variation in abundance of foxes (*Vulpes vulpes*) between three regions of rural Britain, in relation to landscape and other variables. - J. Zool. 251: 253-264.

- Hirzel, A. 2004. Biomapper 3 User's manual. - Biomapper, Lausanne.
- Hirzel, A. H. y Le Lay, G. 2008. Habitat suitability modelling and niche theory. - J. Appl. Ecol. 45: 1372-1381.
- Hirzel, A. H., Hausser, J., Chessel, D. y Perrin, N. 2002. Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data? - Ecology 83: 2027-2036.
- Hirzel, A. H., Le Lay, G., Helfer, V., Randin, C. y Guisan, A. 2006. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. - Ecol. Modell. 199: 142-152.
- Hodara, K., Suárez, O. V. y Kravetz, F. O. 1997. Nesting and digging behavior in two rodent species (*Akodon azarae* and *Calomys laucha*) under laboratory and field conditions. - Zeitschrift fur Säugetierkd. 62: 23-29.
- Hodara, K. y Busch, M. 2010. Patterns of macro and microhabitat use of two rodent species in relation to agricultural practices. - Ecol. Res. 25: 113-121.
- Horgan, F. G. 2017. Ecology and management of apple snails in rice. - En: Chauhan, B.S., Jabran, K., Mahajan, G. (ed), Rice Production Worldwide. pp. 393-418.
- Horgan, F. G., Stuart, A. M. y Kudavidanage, E. P. 2012. Impact of invasive apple snails on the functioning and services of natural and managed wetlands. - Acta Oecologica 54: 90-100.
- Horgan, F. G., Felix, M. I., Portalanza, D. E., Sánchez, L., Moya Rios, W. M., Farah, S. E., Wither, J. A., Andrade, C. I. y Espin, E. B. 2014. Responses by farmers to the apple snail invasion of Ecuador's rice fields and attitudes toward predatory snail kites. - Crop Prot. 62: 135-143.
- Inger, R., Cox, D. T. C., Per, E., Norton, B. A. y Gaston, K. J. 2016. Ecological role of vertebrate scavengers in urban ecosystems in the UK. - Ecol. Evol. 6: 7015-7023.
- IPBES 2016. The methodological assessment report on scenarios and models of biodiversity and ecosystem services. - En: IPBES (2016): The methodological assessment report on scenarios and models of biodiversity and ecosystem services. S. Ferrier, K. N. Ninan, P. Leadley, R. Alkemade, L. A. Acosta, H. R. Akçakaya, L. Brotons, W. W. L. Cheung, V. Christensen, K. A. Harhash, C. R. and B. A. W. (ed), Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. pp. 244-278.
- Iribarne, O. 2001. Reserva de Biosfera Mar Chiquita. Características físicas, biológicas y ecológicas. - Editorial Martín.
- Jalil Abdul, S. y Patterson, I. J. 1989. Effect of simulated goose grazing on yield of autumn-sown barley in north-east Scotland. - J. Appl. Ecol. 26: 897-912.
- Jareño, D., Paz, A., Arroyo, L., Viñuela, J., Arroyo, B. E., Mougeot, F., Luque-Larena, J. J. y Fargallo, J. A. 2011. Avian predators as a biological control system of common vole (*Microtus arvalis*) populations in NW Spain: experimental set-up and preliminary results. - 8th Eur. Vertebr. Pest Manag. Conf. Berlin: 157-158.
- Jareño, D., Viñuela, J., Luque-Larena, J. J., Arroyo, L., Arroyo, B. y Mougeot, F. 2015. Factors associated with the colonization of agricultural areas by common voles *Microtus arvalis* in NW

- Spain. - *Biol. Invasions* 17: 2315-2327.
- Jetz, W., McGeoch, M. A., Guralnick, R., Ferrier, S., Beck, J., Costello, M. J., Fernandez, M., Geller, G. N., Keil, P., Merow, C., Meyer, C., Muller-Karger, F. E., Pereira, H. M., Regan, E. C., Schmeller, D. S. y Turak, E. 2019. Essential biodiversity variables for mapping and monitoring species populations. - *Nat. Ecol. Evol.* 3: 539-551.
- Jiguet, F. 2020. The Fox and the Crow. A need to update pest control strategies. - *Biol. Conserv.* 248: 108693.
- Jobbágy, E. G. 2011. Servicios hídricos de los ecosistemas y su relación con el uso de la tierra en la llanura Chaco-Pampeana. - En: Littera, P. et al. (eds), *Valoración de Servicios Ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Ediciones. pp. 163-183.
- Johnson, W. E. 2004. Evaluating and predicting the impacts of exploitation and trade on canid populations. - En: Siller-Zubiri, C., Hoffmann, M., Macdonald, D. W. (ed), *Canids: foxes, wolves, jackals and dogs. Status survey and conservation action plan*. IUCN Canid Specialist Group, pp. 267-272.
- Josens, M. L., Escalante, A. H. y Favero, M. 2009. Seasonal variability of waterbird assemblages in relationship to habitat characteristics in a Pampas wetland. - *Waterbirds* 32: 523-530.
- Josens, M. L., Escalante, A. H. y Favero, M. 2012. Diversity, seasonality and structure of bird assemblages associated with three wetlands in the Southeastern Pampas, Argentina. - *Ardeola* 59: 93-100.
- Kahl, R. y Samson, F. 1984. Factors affecting yield of winter wheat grazed by geese. - *Wildl. Soc. Bull.* 12: 256-262.
- Karanth, U. y Treves, A. 2003. Human-Carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. - *Conserv. Biol.* 17: 1491-1499.
- Kirk, D. A., Hébert, K., Lindsay, K. F. y Kreuzberg, E. 2020. Defining specialism and functional species groups in birds: First steps toward a farmland bird indicator. - *Ecol. Indic.* 114: 106133.
- Kitchell, J. F., Schindler, D. E., Herwig, B. R., Post, D. M., Olson, M. H. y Oldham, M. 2010. Nutrient cycling at the landscape scale: The role of diel foraging migrations by geese at the Bosque del Apache National Wildlife Refuge, New Mexico. - *Limnol. Oceanogr.* 44: 828-836.
- Kopperoinen, L., Luque, S., Tenerelli, P., Zulian, G. y Viinikka, A. 2017. Mapping cultural ecosystem services. - En: Burkhard, B. y Maes, J. (eds), *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, pp. 197-209.
- Kopuchian, C., Campagna, L., Di Giacomo, A. S., Wilson, R. E., Bulgarella, M., Petracci, P., Mazar Barnett, J., Matus, R., Blank, O. y McCracken, K. G. 2016. Demographic history inferred from genome-wide data reveals two lineages of sheldgeese endemic to a glacial refugium in the southern Atlantic. - *J. Biogeogr.* 43: 1979-1989.
- Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services: What do we need to know about their ecology? - *Ecol. Lett.* 8: 468-479.

- Kremen, C. y Ostfeld, R. S. 2014. A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. 3: 540-548.
- Kross, S. M., Tylianakis, J. M. y Nelson, X. J. 2011. Effects of introducing threatened falcons into vineyards on abundance of Passeriformes and bird damage to grapes. - *Conserv. Biol.* 26: 142-149.
- Kruse, M. y Petz, K. 2017. Mapping provisioning services. - En: Burkhard, B. y Maes, J. (eds), *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, pp. 189-198.
- Lacher, T. E., Davidson, A. D., Fleming, T. H., Gómez-Ruiz, E. P., McCracken, G. F., Owen-Smith, N., Peres, C. A. y Vander Wall, S. B. 2019. The functional roles of mammals in ecosystems. - *J. Mammal.* 100: 942-964.
- Lambertucci, S. 2007. Biología y conservación del Cóndor Andino (*Vultur gryphus*) en Argentina. - *El hornero* 22: 149-158.
- Landis, D. A. 2017. Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. - *Basic Appl. Ecol.* 18: 1-12.
- Laterra, P., Jobbágy, E. G. y Paruelo, J. M. 2011. Valoración de servicios ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. - Ediciones INTA.
- Lauret, V., Delibes-Mateos, M., Mougeot, F. y Arroyo-Lopez, B. 2020. Understanding conservation conflicts associated with rodent outbreaks in farmland areas. - *Ambio* 49: 1122-1133.
- LECO 2010. Organic Application Notes.: <http://www.leco.com>.
- Leis, S. A., Leslie Jr, D. M., Engle, D. M. y Fehmi, J. S. 2008. Small mammals as indicators of short-term and long-term disturbance in mixed prairie. - *Environ. Monit. Assess.* 137: 75-84.
- León, R. J. C., Rusch, G. M. y Oesterheld, M. 1984. Pastizales pampeanos: Impacto agropecuario. - *Phytocoenologia* 12: 201-218.
- Leveau, L. M. y Leveau, C. M. 2002. Uso de hábitat por aves rapaces en un agroecosistema pampeano. - *El Hornero* 17: 9-15.
- Leveau, L. M., Leveau, C. M. y Pardiñas, U. F. J. 2002. Dieta del milano blanco (*Elanus leucurus*) en Argentina. - *Ornitol. Neotrop.* 13: 307-311.
- Leveau, L. M., Teta, P., Bogdaschewsky, R. y Pardiñas, U. F. J. 2006. Feeding habits of the Barn Owl (*Tyto alba*) along a longitudinal-latitude gradient in Central Argentina. - *Ornitol. Neotrop.* 17: 353-362.
- Lindell, C., Eaton, R. A., Howard, P. H., Roels, S. M. y Shave, M. E. 2018. Enhancing agricultural landscapes to increase crop pest reduction by vertebrates. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 257: 1-11.
- Lindström, L. I. 1994. Estudio microhistológico de las especies de gramíneas que integran la dieta de vacunos en el caldenal: elaboración de una clave y su aplicación al análisis de muestras fecales. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- Llanos, A. C. y Crespo, J. A. 1952. Ecología de la vizcacha (*Lagostomus maximus Blainv.*) en el nordeste de la provincia de Entre Ríos. - *Rev. Investig. Agric.* 6: 289-378.

- López-Lanús, B., Grilli, P., Coconier, E., Di Giacomo, A. y Banchs, R. 2008. Categorización de las aves de la Argentina según su estado de conservación. conservación. Informe de Aves Argentinas/AOP y Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, BuenosAires, Argentina.
- Lorenzen, B. y Madsen, J. 1986. Feeding by geese on the Filsø farmland, Denmark, and the effect of grazing on yield structure of spring barley. - *Holarct. Ecol.* 9/4: 305-311.
- Louhaichi, M., Borman, M. M. y Johnson, D. E. 2001. Spatially located platform and aerial photography for documentation of grazing impacts on wheat. - *Geocarto Int.* 16: 65-70.
- Lovell, S. T. y Johnston, D. M. 2009. Creating multifunctional landscapes: How can the field of ecology inform the design of the landscape? - *Front. Ecol. Environ.* 7: 212-220.
- Lovera, R., Fernández, M. S. y Cavia, R. 2015. Wild small mammals in intensive milk cattle and swine production systems. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 202: 251-259.
- Lovera, R., Fernández, M. S., Jacob, J., Lucero, N., Morici, G., Brihuega, B., Farace, M. I., Caracostantogolo, J. y Cavia, R. 2017. Intrinsic and extrinsic factors related to pathogen infection in wild small mammals in intensive milk cattle and swine production systems. - *PLoS Negl. Trop. Dis.* 11: 1-20.
- Loveridge, A. J., Reynolds, J. C. y Milner-Gulland, E. J. 2006. Does sport hunting benefit conservation? - En: Macdonald, D.W., Service, K. (ed), *Key Topics in Conservation Biology*. Oxford University Press, pp. 224-241.
- Lozano, J., Olszańska, A., Morales-reyes, Z., Castro, A. A., Malo, A. F., Moleón, M., Sánchez-zapata, J. A., Cortés-avizanda, A., von Wehrden, H., Dorresteyn, I., Kansky, R., Fischer, J. y Martín-López, B. 2019. Human-carnivore relations: A systematic review. - *Biol. Conserv.* 237: 480-492.
- Luaces, J. P., Rossi, L. F., Chirino, M. G., Browne, M., Merani, M. S. y Mudry, M. D. 2017. Genotoxic effects of Roundup Full II® on lymphocytes of *Chaetophractus villosus* (Xenarthra, Mammalia): In vitro studies. - *PLoS One* 12: 1-9.
- Lucherini, M. 2016. *Lycalopex gymnocercus*, Pampas fox. The IUCN Red List of Threatened Species 2016. e.T6928A85371194.
- Lucherini, M. y Luengos Vidal, E. M. 2008. *Lycalopex gymnocercus* (Carnivora: Canidae). - *Mamm. Species* 820: 1-9.
- Lucherini, M., Pessino, M. y Farias, A. A. 2004. Pampas fox (*Pseudalopex gymnocercus*). - En: C. Sillero-Zubiri, M. H. and D. W. M. (ed), *Canids: foxes, wolves, jackals and dogs. Status survey and conservation action plan*. IUCN/SSC C. pp. 63-68.
- Lucherini, M., Guerisoli, M. M. y Luengos Vidal, E. M. 2018. Surplus killing by pumas *Puma concolor*: rumours and facts. - *Mamm. Rev.* 48: 277-283.
- Luck, G. W., Harrington, R., Harrison, P. A., Kremen, C., Berry, P. M., Bugter, R., Dawson, T. P., de Bello, F., Díaz, S., Feld, C. K., Haslett, J. R., Hering, D., Kontogianni, A., Lavorel, S., Rounsevell, M. D. A., Samways, M. J., Sandin, L., Settele, J., Sykes, M. T., van den Hove, S., Vandewalle, M. y Zobel, M. 2009. Quantifying the contribution of organisms to the provision of Ecosystem

- Services. - *Bioscience* 59: 223-235.
- Luengos Vidal, M. E. 2009. Organización espacial de *Pseudalopex gymnocercus* en los pastizales pampeanos. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- Luengos Vidal, E., Lucherini, M., Casanave, E. y Sillero-Zubiri, C. 2009. Morphometrics of Pampas foxes (*Pseudalopex gymnocercus*) in the Argentine Pampas. - *Mammalia* 73: 63-67.
- Luengos Vidal, E. M., Sillero-Zubiri, C., Marino, J., Casanave, E. B. y Lucherini, M. 2012. Spatial organization of the Pampas fox in a grassland relict of central Argentina: A flexible system. - *J. Zool.* 287: 133-141.
- Luengos Vidal, E., Farías, A., Valenzuela, A. E. J. y Caruso, N. 2019. *Lycalopex gymnocercus* (SAREM, Ed.). - Categ. 2019 los mamíferos Argentina según su riesgo extinción. List. Roja los mamíferos Argentina: <http://cma.sarem.org.ar>.
- Maas, B., Karp, D. S., Bumrungsri, S., Darras, K., Gonthier, D., Huang, J. C. C., Lindell, C. A., Maine, J. J., Mestre, L., Michel, N. L., Morrison, E. B., Perfecto, I., Philpott, S. M., Şekercioğlu, Ç. H., Silva, R. M., Taylor, P. J., Tschardtke, T., Van Bael, S. A., Whelan, C. J. y Williams-Guillén, K. 2016. Bird and bat predation services in tropical forests and agroforestry landscapes. - *Biol. Rev.* 91: 1081-1101.
- Machicote, M., Branch, L. C. y Villarreal, D. 2004. Burrowing owls and burrowing mammals: Are ecosystem engineers interchangeable as facilitators? - *Oikos* 106: 527-535.
- MacMillan, D., Hanley, N. y Daw, M. 2004. Costs and benefits of wild goose conservation in Scotland. - *Biol. Conserv.* 119: 475-485.
- Madden, K. K., Genevieve, G. C. y Dwyer, J. F. 2019. Conservation Letter: Raptor Persecution. - *J. Range Manag.* 53: 230-233.
- Madsen, J. y Boertmann, D. 2008. Animal behavioral adaptation to changing landscapes: Spring-staging geese habituate to wind farms. - *Landsc. Ecol.* 23: 1007-1011.
- Maes, J., Polce, C., Zulian, G., Vandecasteele, I., Perpiña, C., Rivero, I. M., Guerra, C., Vallecillo, S., P., V. y Hiederer, R. 2017. Mapping regulating ecosystem services. - En: Burkhard, B. y Maes, J. (eds), *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, pp. 177-186.
- Malinga, R., Gordon, L. J., Jewitt, G. y Lindborg, R. 2015. Mapping ecosystem services across scales and continents - A review. - *Ecosyst. Serv.* 13: 57-63.
- Manny, B. A., Johnson, W. C. y Wetzel, R. G. 1994. Nutrient additions by waterfowl to lakes and reservoirs: predicting their effects on productivity and water quality. - *Aquat. Birds Trophic Web Lakes*: 121-132.
- Manton, M., Angelstam, P. y Naumov, V. 2019. Effects of land use intensification on avian predator assemblages: A comparison of landscapes with different histories in northern Europe. - *Diversity* 11: 70.
- Manuel-Navarrete, D. y Gallopin, G. 2007. Integración de políticas, sostenibilidad y agriculturización en la pampa argentina y áreas extrapampeanas. - CEPAL - Semin. y Conf.: Serie 50.

- Manuele-Navarrete, D., Gallopín, G., Blanco, M., Díaz Zorita, M., Ferraro, D., Herzer, H., Littera, P., Morello, J., Murmis, M. R., Pengue, W., Piñeiro, M., Podestá, G., Satorre, E. H., Torrent, M., Torres, F., Viglizzo, E., Caputo, M. G. y Celis, A. 2005. Análisis sistémico de la agriculturización en la pampa húmeda argentina y sus consecuencias en regiones extrapampeanas: sostenibilidad, brechas de conocimiento, e integración de políticas.
- Mapelli, F. J. y Kittlein, M. J. 2011. Prey selection by the snail kite (*Rostrhamus sociabilis*) in permanent and temporary wetlands of central Argentina. - *Ornitol. Neotrop.* 22: 281-293.
- Marateo, G., Grilli, P., Bouzas, N., Jensen, R., Ferretti, V., Juárez, M. y Soave, G. 2013. Uso de hábitat por aves en rellenos sanitarios del noreste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. - *Ecol. Austral* 23: 202-208.
- Marateo, G., Grilli, P., Bouzas, N., Ferretti, V., Juárez, M. y Soave, G. E. 2015. Habitat use by birds in airports: a case study and its implications for bird management in South American airports. - *Appl. Environ. Res.* 13: 819-831.
- Marra, G. y Wood, S. N. 2011. Practical variable selection for generalized additive models. - *Comput. Stat. Data Anal.* 55: 2372-2387.
- Martella, M. B. y Navarro, J. L. 2006. Proyecto Ñandú. - En: Bolkovic, M. L. y Ramadori, D. (eds), Manejo de Fauna Silvestre en la Argentina. Programas de uso sustentable. Dirección. pp. 39-50.
- Martella, M. B., Navarro, J. L., Gonnet, J. M. y Monge, S. A. 1996. Diet of Greater Rheas in an agroecosystem of central Argentina. - *J. Wildl. Manage.* 60: 586-592.
- Martín-López, B. y Montes, C. 2011. Biodiversidad y servicios de los ecosistemas. - En: Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos ante el cambio global: Observatorio de la Sostenibilidad en España (OSE). pp. 444-465.
- Martín, S. 1984. La avutarda magallánica (*Chloephaga picta*) en la Patagonia: su ecología, alimentación, densidad y control. - *Idia* 429-432: 6-24.
- Martín, S. I., Tracanna, N. y Summers, R. 1986. Distribution and habitat use of Sheldgeese populations wintering in Buenos Aires province, Argentina. - *Wildfowl* 37: 55-62.
- Martínez, V. P., Colavecchia, S., García Alay, M., Suzuki, B., Trincheri, A., Bustó, S., Rabinovich, R. y Padula, P. 2001. Síndrome Pulmonar por Hantavirus en la provincia de Buenos Aires. - *Medicina (B. Aires)*. 61: 147-156.
- Martínez Pastur, G., Peri, P. L., Soler, R. M. y Lencinas, M. V. 2016. Biodiversity potential of *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego (Argentina): tool proposal for regional conservation planning. *Biodivers Conserv.* 25: 1843-1862.
- Martínez-Harms, M. J. y Balvanera, P. 2012. Methods for mapping ecosystem service supply: A review. - *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.* 8: 17-25.
- Mastrangelo, M. E. y Gavin, M. C. 2012. Trade-offs between cattle production and bird conservation in an agricultural frontier of the Gran Chaco of Argentina. - *Conserv. Biol.* 26: 1040-1051.
- Mastrangelo, M. E., Weyland, F., Herrera, L. P., Villarino, S. H., Barral, M. P. y Auer, A. D. 2015.

- Ecosystem services research in contrasting socio-ecological contexts of Argentina: Critical assessment and future directions. - *Ecosyst. Serv.* 16: 63-73.
- Matteucci, S. D. 2012. Ecorregión Pampa. - En: Morello, J. et al. (eds), *Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos*. Orientación Gráfica Editora, pp. 391-445.
- McGarigal, K., Cushman, S. A. y Ene, E. 2012. Landscape metrics for categorical map patterns. - *FRAGSTATS v4 Spat. Pattern Anal. Progr. Categ. Contin. Maps.*: 77.
- Mcnaughton, S. J. 1979. Grazing as an optimization process: grass-ungulate relationships in the serengeti. - *Am. Nat.* 113: 691-703.
- Meyrom, K., Motro, Y., Leshem, Y., Aviel, S., Izhaki, I., Argyle, F. y Charter, M. 2009. Nest-box use by the Barn Owl *Tyto alba* in a biological pest control program in the Beit She'an Valley, Israel. - *Ardea* 97: 463-467.
- Michel, N. L., Whelan, C. J. y Verutes, G. M. 2020. Ecosystem services provided by Neotropical birds. - *Condor* 122: 1-21.
- Millennium Ecosystem Assessment 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. - Island Press.
- Miller, T. 2000. Estadios de crecimiento del cultivo de trigo. - *Inpofos*: 2-5.
- Miller, D. L. 2015. Multivariate smoothing, model selection - Distance Sampling Workshops. - [workshops.distancesampling.org/duke-spatial-2015/slides/7-multiple-smooths.html](http://workshops.distancesampling.org/duke-spatial-2015/slides/7-multiple-smooths.html)
- Miller, D. L., Burt, M. L., Rexstad, E. A. y Thomas, L. 2013. Spatial models for distance sampling data: Recent developments and future directions. - *Methods Ecol. Evol.* 4: 1001-1010.
- Mills, J. N., Ellis, B. A., McKee, K. T., Maiztegui, J. I. y Childs, J. E. 1991. Habitat associations and relative densities of rodent populations in cultivated areas of central Argentina. - *J. Mammal.* 72: 470-479.
- Miño, M. H., Cavia, R., Villafañe, I. E. G., Bilenca, D. N. y Busch, M. 2007. Seasonal abundance and distribution among habitats of small rodents on poultry farms. A contribution for their control. - *Int. J. Pest Manag.* 53: 311-316.
- Miralles, D. J., González, F. G., Abeledo, L. G., Serrago, R. A., Alzueta, I., García, G. A., de San Caledonio, R. P. y Lo Valvo, P. 2014. *Manual de trigo y cebada para el cono sur*. - Orientación Gráfica Editora.
- Modernel, P., Rossing, W. A. H., Corbeels, M., Dogliotti, S., Picasso, V. y Tiftonell, P. 2016. Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. - *Environ. Res. Lett.* 11: 1-22.
- Montalti, D., Ferman, L. M., Camperi, A. R., Soave, G. E., Arambarri, A. M. y Darrieu, C. A. 2005. Winter diet of Great Pampa-Finches *Embernagra platensis* in Guaminí lagoon, Argentina. - *Acta Ornithol.* 40: 79-82.
- Montalvo, C. I., Tallade, P. O., Fernández, F. J., Moreira, G. J., Rafuse, D. J. y De Santis, L. J. M. 2011. Bone damage patterns found in the avian prey remains of crested caracara *Caracara plancus*



- (Aves, Falconiformes). - J. Archaeol. Sci. 38: 3541-3548.
- Mullan, D. y Barcelo Garcia, M. 2012. Crop ground cover. - En: Pask, A. J. D. et al. (eds), Physiological Breeding II: a Field Guide to Wheat Phenotyping. CIMMYT. pp. 46-53.
- Mullan, D. y Mullan, D. 2012. Chlorophyll content. - En: Pask, A. J. D. et al. (eds), Physiological Breeding II: a Field Guide to Wheat Phenotyping. CIMMYT. pp. 41-43.
- Müller, S. M., Peisker, J., Bieling, C., Linnemann, K., Reidl, K. y Schmieder, K. 2019. The importance of cultural ecosystem services and biodiversity for landscape visitors in the biosphere reserve Swabian Alb (Germany). - Sustain. 11: 1-23.
- Muñoz-Pedreros, A., Gil, C., Yáñez, J. y Rau, J. R. 2010. Raptor habitat management and its implication on the biological control of the Hantavirus. - Eur. J. Wildl. Res. 56: 703-715.
- Murphy, J. y Riley, H. P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. - Anal. Chim. Acta 27: 31-36.
- Muschetto, E., Mazia, N., Cueto, G. R. y Busch, M. 2015. Are rodents a source of biotic resistance to tree invasion in Pampean grasslands? Tree seed consumption under different conditions. - Austral Ecol. 40: 255-266.
- Narosky, T. y Di Giacomo, A. D. 1993. Las aves de la provincia de Buenos Aires: distribución y estatus. - Vazquez Mazzini.
- Narosky, T. y Yzurieta, D. 2010. Aves de Argentina y Uruguay. - Vázquez Mazzini.
- Navarro, J. L., Rosati, V. R. y Fraire, E. C. 1997. Incidencia de Vizcachas (*Lagostomus maximus*) en un cultivo de soja. - Mastozool. Neotrop. 4: 137-144.
- Navedo, J. G., Hahn, S., Parejo, M., Abad-Gómez, J. M., Gutiérrez, J. S., Villegas, A., Sánchez-Guzmán, J. M. y Masero, J. A. 2015. Unravelling trophic subsidies of agroecosystems for biodiversity conservation: Food consumption and nutrient recycling by waterbirds in Mediterranean rice fields. - Sci. Total Environ. 511: 288-297.
- Nielsen, S. E., McDermid, G., Stenhouse, G. B. y Boyce, M. S. 2010. Dynamic wildlife habitat models: Seasonal foods and mortality risk predict occupancy-abundance and habitat selection in grizzly bears. - Biol. Conserv. 143: 1623-1634.
- Nilsson, L., Bunnefeld, N., Persson, J. y Månsson, J. 2016. Large grazing birds and agriculture — predicting field use of common cranes and implications for crop damage prevention. - Agric. Ecosyst. Environ. 219: 163-170.
- Ninan, K. N. y Kontoleon, A. 2016. Valuing forest ecosystem services and disservices - Case study of a protected area in India. - Ecosyst. Serv. 20: 1-14.
- Novaro, A. J. y Funes, M. C. 1994. Impact of hunting on Argentinean foxes. - Canid News 2: 19-20.
- Obber, F., Capello, K., Mulatti, P., Lorenzetto, M., Vendrami, S. y Vittorio Citterio, C. 2018. Exploring the use of red fox (*Vulpes vulpes*) counts during deer censuses as a tool to evaluate the fox population trend in the framework of disease surveillance. - Hystrix It. J. Mamm 29: 87-94.
- Oesterheld, M. 2008. Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas. Fundamentos ecológicos y

- problemas más relevantes. - Ecol. Austral 18: 337-346.
- Ogada, D. L. 2014. The power of poison: Pesticide poisoning of Africa's wildlife. - Ann. N. Y. Acad. Sci. 1322: 1-20.
- Olguin, P., Regner, S., Giraud, A., Lorenzón, R., Leon, E. y Beltzer, A. 2017. Parámetros reproductivos del caracolero (*Rostrhamus sociabilis*) (Aves: Accipitridae) en Santa Fe, Argentina. 3: 36-41.
- Omaña, J. 2016. Efectos del pastoreo de cauquenes o avutardas silvestres (*Chloephaga* spp.) sobre el rendimiento del cultivo de trigo. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Mar del Plata.
- Organ, B. J. F., Mahoney, S. P. y Geist, V. 2010. Born in the Hands of Hunters. - Wildl. Prof.: 22-27.
- Orozco-Valor, P. M. 2018. Efectos de la intensificación agrícola sobre la demografía y la salud de una rapaz típica de agroecosistemas, el halconcito colorado (*Falco sparverius*) en el centro de Argentina. Universidad Nacional del Comahue. Centro Regional Universitario Bariloche.
- Owen, M. 1972a. Some factors affecting food intake and selection in White-Fronted geese. - J. Anim. Ecol. 41: 79-92.
- Owen, M. 1972b. Movements and feeding ecology of White-Fronted geese at the New Grounds, Slimbridge. - J. Appl. Ecol. 9: 385-398.
- Owen, M. 1975. An assessment of fecal analysis technique in waterfowl feeding studies. - J. Wildl. Manage. 39: 271-279.
- Owen, M. 1990. The damage-conservation interface illustrated by geese. - Ibis (Lond. 1859). 132: 238-252.
- Panebianco, A. 2019. Aspectos comportamentales y fisiológicos involucrados en la sociabilidad de guanacos silvestres. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- Pardiñas, U. F. J., Abba, Agustín, M. y Merino, M. L. 2004. Micromamíferos (Didelphimorphia y Rodentia) del sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina): taxonomía y distribución. - Mastozoología Neotrop. 11: 211-232.
- Paruelo, J. M., Jobbágy, E. G. y Sala, O. E. 2001. Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. - Ecosys. 4: 683-698.
- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P. y Verón, S. R. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. - Cienc. Hoy 15: 14-23.
- Paruelo, J. M., Jobbágy, E. G., Oesterheld, M., Golluscio, R. a y Aguilar, M. R. 2007. The grasslands and steppes of Patagonia and the Rio de la Plata plains. - Phys. Geogr. South Am.: 232-248.
- Paruelo, J., Jobbágy, E., Littera, P., Dieguez, H., García, A. y Panizza, A. 2014. Ordenamiento territorial rural. Conceptos, métodos y experiencias. - Universidad de Buenos Aires, Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Organización de las Naciones Unidas para la alimentación y la agricultura.
- Paruelo, J. M., Texeira, M., Staiano, L., Mastrángelo, M., Amdan, L. y Gallego, F. 2016. An integrative

- index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. - *Ecol. Indic.* 71: 145-154.
- Patterson, I., Abdul Jalil, S. y East, M. 1989. Damage to winter cereals by Greylag and Pink-footed geese in north-east Scotland. - *J. Appl. Ecol.* 26: 879-895.
- Paulin, J. B. y Drake, D. 2004. Positive benefits and negative impacts of Canada geese. - Fact Sheet FS1027. Rutgers Coop. Res. Extension. Rutgers, NJ Rutgers-Cook Coll. Resour. Cent.: 1-4.
- Pedrana, J., Isacch, J. P. y Bó, M. S. 2008. Habitat relationships of diurnal raptors at local and landscape scales in southern temperate grasslands of Argentina. - *Emu* 108: 301-310.
- Pedrana, J., Bustamante, J., Rodríguez, A. y Travaini, A. 2011. Primary productivity and anthropogenic disturbance as determinants of Upland Goose *Chloephaga picta* distribution in southern Patagonia. - *Ibis (Lond. 1859)*. 153: 517-530.
- Pedrana, J., Bernad, L., Maceira, N. O. y Isacch, J. P. 2014. Human-Sheldgeese conflict in agricultural landscapes: Effects of environmental and anthropogenic predictors on Sheldgeese distribution in the southern Pampa, Argentina. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 183: 31-39.
- Pedrana, J., Bernad, L., Maceira, N. O. y Isacch, J. P. 2015a. Conflict between the Greater Rhea and humans in agricultural landscapes: implications for conservation of the last large herbivore of the southern Pampas. - *Emu* 115: 335-344.
- Pedrana, J., Seco Pon, J. P., Isacch, J. P., Leiss, A., Rojas, P. O., Castresana, G., Calvo, J., Bernad, L., Muñoz, S. D., Maceira, N. O. y Pütz, K. 2015b. First insights into the migration pattern of an Upland goose (*Chloephaga picta*) based on satellite tracking. - *Ornitol. Neotrop.* 265: 245-253.
- Pedrana, J., Bernad, L., Maceira, N. O. y Isacch, J. P. 2018a. Niche overlap determination through Habitat Suitability Models: A management tool for native birds of the Argentinean Pampas. - *Ardeola* 65: 25-40.
- Pedrana, J., Pütz, K., Bernad, L., Seco Pon, J. P., Gorosábel, A., Muñoz, S. D., Isacch, J. P., Matus, R., Blank, O., Lüthi, B., Lunardelli, M. y Rojas, P. 2018b. Migration routes and stopover sites of Upland Geese *Chloephaga picta* in South America. - *Avian Biol. Res.* 11: 89-99.
- Pedrana, J., Bernad, L., Bernardos, J. N., Seco Pon, J. P., Isacch, J. P., Muñoz, S. D. y Maceira, N. O. 2018c. Winter population size estimations of three migratory Sheldgeese in the Southern Pampas, Argentina. - *Waterbirds* 41: 16-21.
- Pedrana, J., Pütz, K., Bernad, L., Muñoz, S., Gorosábel, A., Castresana, G., Leiss, A. y Seco Pon, J. P. 2020. Spatial and temporal variation in the migration of Ruddy-headed Goose in southern South America using satellite tagging. - *Bird Conserv. Int.*: 1-15.
- Petkov, N., Harrison, A. L., Stamenov, A. y Hilton, G. M. 2017. The impact of wintering geese on crop yields in Bulgarian Dobrudzha : implications for agri-environment schemes. - *Eur. J. Wildl. Res.* 63(4), 66 63: 66-78.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A. y Green, R. E. 2011. Reconciling food production and biodiversity conservation: Land sharing and land sparing compared. - *Science (80-. )*. 333: 1289-1291.
- Planillo, A., Mata, C., Manica, A. y Malo, J. E. 2018. Carnivore abundance near motorways related to

- prey and roadkills. - J. Wildl. Manage. 82: 319-327.
- Plieninger, T., Dijks, S., Oteros-Rozas, E. y Bieling, C. 2013. Assessing, mapping and quantifying cultural ecosystem services at community level. - Land use policy 33: 118-129.
- Polechova, J. y Storch, D. 2008. Ecological Niche. - Ohio J. Sci.: 1088-1097.
- Polop, J., Priotto, J., Steinmann, A., Provensal, C., Castillo, E., Calderón, G., Enría, D., Sabattini, M. y Coto, H. 2003. Manual de control de roedores en municipios. Serie Enfermedades Transmisibles.
- Poppy, G. M., Chiotha, S., Eigenbrod, F., Harvey, C. A., Honzák, M., Hudson, M. D., Jarvis, A., Madise, N. J., Schreckenberg, K., Shackleton, C. M., Villa, F. y Dawson, T. P. 2014. Food security in a perfect storm: Using the ecosystem services framework to increase understanding. - Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 369: 20120288.
- Prario Fioriti, A. 2016. Los cauquenes (*Chloephaga* spp.): ¿Qué percepción tienen los productores? Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Mar del Plata.
- Pretelli, M. G., Josens, M. L. y Escalante, A. H. 2012. Breeding biology at a mixed-species colony of Great Egret and Cooi Heron in a Pampas wetland of Argentina. - Waterbirds 35: 35-43.
- Pretelli, M. G., Cardoni, D. A. y Isacch, J. P. 2014. Diet of nestling Spectacled Tyrants (*Hymenops perspicillatus*) in the southeast Pampas Region, Argentina. - Wilson J. Ornithol. 126: 754-759.
- Raines, G. L., Sawatzky, D. L. y Bonham-Carter, G. F. 2010. New fuzzy logic tools in ArcGIS 10. - ArcUser Spring: 8-13.
- Rasmussen, L. V., Mertz, O., Christensen, A. E., Danielsen, F., Dawson, N. y Xaydongvanh, P. 2016. A combination of methods needed to assess the actual use of provisioning ecosystem services. - Ecosyst. Serv. 17: 75-86.
- Rattner, B. A., Lazarus, R. S., Elliott, J. E., Shore, R. F. y Van Den Brink, N. 2014. Adverse outcome pathway and risks of anticoagulant rodenticides to predatory wildlife. - Environ. Sci. Technol. 48: 8433-8445.
- Rébolo Ifrán, N. 2017. Mecanismos de ocupación y adaptación, costos y beneficios de un proceso contemporáneo de urbanización en aves. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- Reboratti, C. 2006. La Argentina rural entre la modernización y la exclusión. - En: Geraiges de Lemos, A. I. et al. (eds), América Latina: Cidade, campo e turismo. Consejo Latinoamericano de Ciencias Sociales, pp. 187.
- Recio, M. R. y Virgós, E. 2010. Predictive niche modelling to identify potential areas of conflicts between human activities and expanding predator populations: a case study of game management and the grey mongoose, *Herpestes ichneumon*, in Spain. - Wildl. Res. 37: 343-354.
- Redford, K. H. y Eisenberg, J. F. 1992. Mammals of the Neotropics. The Southern Cone. - The University of Chicago Plates.
- Rey Benayas, J. M. y Bullock, J. M. 2012. Restoration of biodiversity and ecosystem services on agricultural land. - Ecosystems 15: 883-899.

- Rey Benayas, J. M., Newton, A. C., Diaz, A. y Bullock, J. M. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. - *Science* 325: 1121-4.
- Rial, P. E. y González, L. 1999. Manual de prácticas con IDRISI. Laboratorio de teledetección y SIG, INTA EEA Santa Cruz.
- Ricardo, T. 2018. Evaluación del riesgo de Leptospirosis en asentamientos marginales ribereños de Santa Fe, Argentina, mediando un enfoque Una Salud. Facultad de Ciencias Veterinarias. Universidad Nacional del Litoral.
- Richards, J. A. 1986. Remote sensing digital image analyses. - Springer-Verlag.
- Ripple, W. J., Newsome, T. M., Wolf, C., Dirzo, R., Everatt, K. T., Galetti, M., Hayward, M. W., Kerley, G. I. H., Levi, T., Lindsey, P. A., Macdonald, D. W., Malhi, Y., Painter, L. E., Sandom, C. J., Terborgh, J. y Van Valkenburgh, B. 2015. Collapse of the world's largest herbivores. - *Sci. Adv.* 1: 1:e1400103.
- Rodrigues, T. F., Mantellatto, A. M. B., Superina, M. y Chiarello, A. G. 2020. Ecosystem services provided by armadillos. - *Biol. Rev.* 95: 1-21.
- Romero, I. P., Codesido, M. y Bilenca, D. N. 2016. Nest building by Monk Parakeets *Myiopsitta monachus* in urban parks in Buenos Aires, Argentina: Are tree species used randomly? - *Ardeola* 62: 323.
- Rosas, Y. M., Peri, P. L. y Martínez Pastur, G. 2018. Potential biodiversity map of lizard species in Southern Patagonia: environmental characterization, desertification influence and analyses of protection areas. - *Amphibia-Reptilia* 39: 289-301.
- Rosas, Y. M., Peri, P. L., Carrara, R., Flores, G. E., Pedrana, J. y Martínez Pastur, G. 2019. Potential biodiversity map of darkling beetles (Tenebrionidae): environmental characterization, land-uses and analyses of protection areas in Southern Patagonia. - *J. Insect Conserv.* 25: 885-897.
- Rosenfield, G. H. y Fitzpatrick-Lins, K. 1986. A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. - *Photogramm. Eng. Remote Sensing* 52: 223-227.
- Rositano, F., Lóez, M., Benzi, P. y Ferraro, D. O. 2012. Servicios de los ecosistemas: un recorrido por los beneficios de la naturaleza. - *Agron. Rev. Fac. Agron. UBA* 32: 49-60.
- Rositano, F., Bert, F. E., Piñeiro, G. y Ferraro, D. O. 2018. Identifying the factors that determine ecosystem services provision in Pampean agroecosystems (Argentina) using a data-mining approach. - *Environ. Dev.* 25: 3-11.
- Ruette, S., Stahl, P. y Albaret, M. 2003. Applying distance-sampling methods to spotlight counts of red foxes. - *J. Appl. Ecol.* 40: 32-43.
- Sabattini, M. S., Gonzalez de Rios, L. E., Díaz, G. y Vega, V. R. 1977. Infección natural y experimental de roedores con virus Junin. - *Medicina (B. Aires)*. 37: 149-159.
- Sánchez-Zapata, J. A., Carrete, M., Grivilov, A., Sklyarenko, S., Ceballos, O., Donázar, J. A. y Hiraldo, F. 2003. Land use changes and raptor conservation in steppe habitats of Eastern Kazakhstan. - *Biol. Conserv.* 111: 71-77.

- Sánchez, K. B., Malizia, A. I. y Bó, M. S. 2008. Trophic ecology of the Burrowing Owl (*Athene cunicularia*) in urban environments of Mar Chiquita Biosphere Reserve (Buenos Aires Province, Argentina). - *Ornitol. Neotrop.* 19: 71-80.
- Sandhu, H. S., Wratten, S. D., Cullen, R. y Case, B. 2008. The future of farming: The value of ecosystem services in conventional and organic arable land. An experimental approach. - *Ecol. Econ.* 64: 835-848.
- Santos, P. M., Bocchiglieri, A., Chiarello, A. G., Paglia, A. P., Moreira, A., Souza, A. C., Abba, A. M., Paviolo, A., Gatica, A., Medeiro, A. Z. y et al. 2019. Neotropical Xenarthrans: a data set of occurrence of xenarthran species in the Neotropics. - *Ecology* 100: 1-4.
- Sarasola, J. H. y Maceda, J. J. 2006. Past and current evidence of persecution of the endangered crowned eagle *Harpyhaliaetus coronatus* in Argentina. - *Oryx* 40: 347-350.
- Sarasola, J. H., Solaro, C., Santillán, M. Á. y Galmes, M. A. 2010. Communal roosting behavior and winter diet of the White-Tailed Kite (*Elanus leucurus*) in an agricultural habitat on the Argentine Pampas. - *J. Raptor Res.* 44: 202-207.
- Sarasola, J. H., Zanón-Martínez, J. I., Costán, A. S. y Ripple, W. J. 2016. Hypercarnivorous apex predator could provide ecosystem services by dispersing seeds. - *Sci. Rep.* 6: 1-6.
- Schneider, C. A., Rasband, W. S. y Eliceiri, K. W. 2012. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. - *Nat. Methods* 9: 671-675.
- Schroeder, N. M., Matteucci, S. D., Moreno, P. G., Gregorio, P., Ovejero, R., Taraborelli, P. y Carmanchahi, P. D. 2014. Spatial and seasonal dynamic of abundance and distribution of guanaco and livestock: Insights from using density surface and null models. - *PLoS One* 9: e85960.
- Schröter, M. y Remme, R. P. 2016. Spatial prioritisation for conserving ecosystem services: comparing hotspots with heuristic optimisation. - *Landsc. Ecol.* 31: 431-450.
- Schröter, M., Ring, I., Schröter-Schlaack, C. y Bonn, A. 2019. The Ecosystem Service Concept: Linking ecosystems and human wellbeing. - En: *Atlas of Ecosystem Services*. Springer. pp. 7-11.
- Schulp, C. J. E., Thuiller, W. y Verburg, P. H. 2014. Wild food in Europe: A synthesis of knowledge and data of terrestrial wild food as an ecosystem service. - *Ecol. Econ.* 105: 292-305.
- Schwartz, A. L. W., Williams, H. F., Chadwick, E., Thomas, R. J. y Perkins, S. E. 2018. Roadkill scavenging behaviour in an urban environment. - *J. Urban Ecol.* 4: 1-7.
- Sebastián-González, E., Magalhães Barbosa, J., Pérez-García, J. M., Morales-Reyes, Z., Botella, F., Olea, P. P., Mateo, P. T., Moleón, M., Hiraldo, F., Arrondo, E., Donázar, J. A., Cortés-Avizanda, A., Sel, N. y Sánchez-Zapata, J. A. 2019. Scavenging in the Anthropocene: human impact drives vertebrate scavenger species richness at global scale. - *Glob. Chang. Biol.* 25: 3005-3017.
- Sekercioglu, C. H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. - *Trends Ecol. Evol.* 21: 464-471.
- Semple, A. T. 1974. Avances en pasturas cultivadas y naturales. - Editorial Hemisferio Sur.
- Seregin, A., Yun, N. y Paessler, S. 2014. Lymphocytic Choriomeningitis, Lassa Fever, and the South

- American Hemorrhagic Fevers (Arenaviruses). - J. Arenaviridae 2: 2031-2037.
- Shapiro, J. y Báldi, A. 2014. Accurate accounting: How to balance ecosystem services and disservices. - *Ecosyst. Serv.* 7: 201-202.
- Shariati Najafabadi, M. 2017. Migration timing and stopover selection for barnacle geese *Branta leucopsis*. Faculty of Geo-Information Science and Earth observation. University of Twente.
- Simonsen, C. E., Tombre, I. M. y Madsen, J. 2017. Scaring as a tool to alleviate crop damage by geese: Revealing differences between farmers' perceptions and the scale of the problem. - *Ambio* 46: 319-327.
- Singleton, G. R., Belmain, S., Brown, P. R., Aplin, K. y Htwe, N. M. 2010. Impacts of rodent outbreaks on food security in Asia. - *Wildl. Res.* 37: 355-359.
- Smith, D. W., Bangs, E. E., Oakleaf, J. K., Mack, C., Fontaine, J., Boyd, D., Jimenez, M., Pletscher, D. H., Niemeyer, C. C., Meier, T. J., Stahler, D. R., Holyan, J., Asher, V. J. y Murray, D. L. 2010. Survival of Colonizing Wolves in the Northern Rocky Mountains of the United States, 1982–2004. - *J. Wildl. Manage.* 74: 620-634.
- Soler, L., Carenton, J. M., Cáceres, C., Pérez, P., Fleita, A., Taboada, A., Miller, G. y Gonzalez, R. 2004. La conservación de los carnívoros silvestres del Nordeste Argentino a través de la participación de los pobladores locales. Imagen y respuestas de los lugareños rurales hacia los predadores. - *MEMORIAS Manejo Fauna Silv. en Amaz. y Latinoamérica*: 634-644.
- Somura, H., Masunaga, T., Mori, Y., Takeda, I., Ide, J. y Sato, H. 2015. Estimation of nutrient input by a migratory bird, the Tundra Swan (*Cygnus columbianus*), to winter-flooded paddy fields. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 199: 1-9.
- Soriano, A., León, R. J. C., Sala, O. E., Lavado, S., Deregibus, V. A., Cauhepé, M. A., Scaglia, O. A., Velázquez, A. y Lemcoff, J. 1991. Río de la Plata Grasslands. - En: Coupland, R. T. y Keeley, J. (eds), *Ecosystems of the World 8A, Natural Grasslands, Introduction and Western Hemisphere*. Elsevier. pp. 367–407.
- Staiano, L., Camba Sans, G. H., Baldassini, P., Gallego, F., Texeira, M. A. y Paruelo, J. M. 2020. Putting the Ecosystem Services idea at work: Applications on impact assessment and territorial planning. - *Environ. Dev.* 100570: en prensa.
- Summers, R. W. 1990. The effect on winter wheat of grazing by brent geese *Branta bernicla*. - *J. Appl. Ecol.* 27: 821-833.
- Summers, R. W. y Grieve, A. 1982. Diet, feeding behaviour and food intake of the Upland goose (*Chloephaga picta*) and Ruddy- Headed goose (*C. rubidiceps*) in the Falkland Islands. - *J. Appl. Ecol.* 19: 783-804.
- Summers, R. W. y McAdam, J. H. 1993. *The Upland Goose: a study of the interaction between geese, sheep and man in the Falkland Islands*. - Bluntisham Books.
- Sykes, P. W. 1987. The feeding habits of the Snail Kite in Florida, USA. - *Colon. Waterbirds* 10: 84.
- Tallis, H., Goldman, R., Uhl, M. y Brosi, B. 2009. *Integrating conservation and development in the*

- field: Implementing ecosystem service projects. - *Front. Ecol. Environ.* 7: 12-20.
- Therkildsen, O. R. y Madsen, J. 1999. Goose grazing selectivity along a depletion gradient. - *Ecography (Cop.)*. 22: 516-520.
- Thomas, L., Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Laake, J. L., Strindberg, S., Hedley, S. L., Bishop, J. R. B., Marques, T. A. y Burnham, K. P. 2010. Distance software: Design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. - *J. Appl. Ecol.* 47: 5-14.
- Tittonell, P. 2014. Food security and ecosystem services in a changing world: it is time for agroecology. - En: *Agroecology for food security and nutrition, proceedings of the FAO international symposium*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), pp. 16-35.
- Tombre, I. M., Eythórsson, E. y Madsen, J. 2013. Towards a solution to the goose-agriculture conflict in north Norway, 1988-2012: The Interplay between policy, stakeholder influence and goose population dynamics. - *PLoS One* 8: e71912.
- Tracanna, N. A. y Ferreira, L. 1984. Plan de estudios y control de avutardas: Evaluación de los efectos sobre el rendimiento en grano de cultivos de trigo pastoreados por avutardas (*Chloephaga* sp.). Departamento de Sanidad Vegetal, Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires, La Plata.
- Travaini, A., Rodríguez, A., Ceballos, O., Donázar, J. y Hiraldo, F. 1995. Roadside raptor surveys in central Argentina. - *El hornero* 14: 64-66.
- Travaini, A., Pereira, J., Martínez-Peck, R. y Zapata, S. C. 2003. Monitoreo de zorros colorados (*Pseudalopex culpaeus*) y grises (*Pseudalopex griseus*) en Paragonia: diseño y comparación de dos métodos alternativos. - *J. Neotrop. Mammal.*; 10: 277-291.
- Travaini, A., Bustamante, J., Rodríguez, A., Zapata, S., Procopio, D., Pedrana, J. y Peck, R. M. 2007. An integrated framework to map animal distributions in large and remote regions. - *Divers. Distrib.* 13: 289-298.
- Treves, A., Wallace, R. B., Naughton-Treves, L. y Morales, A. 2006. Co-managing Human–Wildlife conflicts: A review. - *Hum. Dimens. Wildl.* 11: 383-396.
- Treves, A., Wallace, R. B. y White, S. 2009. Participatory planning of interventions to mitigate human-wildlife conflicts. - *Conserv. Biol.* 23: 1577-1587.
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. y Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem service management. - *Ecol. Lett.* 8: 857-874.
- Tscharntke, T., Bommarco, R., Clough, Y., Crist, T. O., Kleijn, D., Rand, T. A., Tylianakis, J. M., Nouhuys, S. van y Vidal, S. 2007. Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. - *Biol. Control* 43: 294-309.
- Tubaro, P. L. y Gabelli, F. M. 1999. The decline of the Pampas Meadowlark: Difficulties of applying the IUCN criteria to neotropical grassland birds. - *Stud. Avian Biol.*: 250-257.
- Urretabizkaya, N., Vasicek, A. y Saini, E. 2010. Insectos perjudiciales de importancia agronómica. I.



Lepidópteros. - Ediciones INTA.

- Valente, A. M., Marques, T. A., Fonseca, C. y Torres, R. T. 2016. A new insight for monitoring ungulates: density surface modelling of roe deer in a Mediterranean habitat. - *Eur. J. Wildl. Res.* 62: 577-587.
- van Der Graaf, A. J., Stahl, J. y Bakker, J. P. 2005. Compensatory growth of *Festuca rubra* after grazing: Can migratory herbivores increase their own harvest during staging? - *Funct. Ecol.* 19: 961-969.
- van Groenigen, J. W., Burns, E. G., Eadie, J. M., Horwath, W. R. y Kessel, C. Van 2003. Effects of foraging waterfowl in winter flooded rice fields on weed stress and residue decomposition. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 95: 289-296.
- Vargas, R. J., Bó, M. S. y Favero, M. 2007. Diet of the Southern Caracara (*Caracara plancus*) in Mar Chiquita Reserve, Southern Argentina. - *J. Raptor Res.* 41: 113-121.
- Vázquez, P. M., Cabria, F. N., Rojas, M. D. C. y Calandroni, M. B. 2009. Riesgo de anegamiento: Estimaciones para la cuenca baja del río Salado. - *Cienc. del Suelo* 27: 237-246.
- Viglizzo, E. F., Lértora, F., Pordomingo, A. J., Bernardos, J. N., Roberto, Z. E. y Del Valle, H. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 83: 65-81.
- Vila-Aiub, M. M., Vidal, R., Balbi, M. C., Gundel, P. E., Trucco, F. y Ghersa, C. M. 2008. Pesticide residues in beeswax samples collected from honey bee colonies (*Apis mellifera* L.) in France. - *Pest Manag. Sci.* 64: 366-371.
- Villarreal, D., Clark, K. L., Branch, L. C., Hierro, J. L. y Machicote, M. 2008. Alteration of ecosystem structure by a burrowing herbivore, the plains vizcacha (*Lagostomus maximus*). - *J. Mammal.* 89: 700-711.
- Wallin, E. y Milberg, P. 1995. Effect of bean geese (*Anser fabalis*) grazing on winter wheat during migration stopover in southern Sweden. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 54: 103-108.
- Weyland, F., Baudry, J. y Ghersa, C. M. 2012. A fuzzy logic method to assess the relationship between landscape patterns and bird richness of the Rolling Pampas. - *Landsc. Ecol.* 27: 869-885.
- Weyland, F., Barral, M. P. y Littera, P. 2017. Assessing the relationship between ecosystem functions and services: Importance of local ecological conditions. - *Ecol. Indic.* 81: 201-213.
- Whelan, C. J., Wenny, D. G. y Marquis, R. J. 2008. Ecosystem services provided by birds. - *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1134: 25-60.
- Wiles, G. J., Allen, H. L. y Hayes, G. E. 2011. Wolf conservation and management plan for Washington. - Washington Department of Fish and Wildlife.
- Willaarts, B. A., Volk, M. y Aguilera, P. A. 2012. Assessing the ecosystem services supplied by freshwater flows in Mediterranean agroecosystems. - *Agric. Water Manag.* 105: 21-31.
- Williams, S. T., Maree, N., Taylor, P., Belmain, S. R., Keith, M. y Swanepoel, L. H. 2018. Predation by small mammalian carnivores in rural agro-ecosystems: An undervalued ecosystem service? -

- Ecosyst. Serv. 30: 362-371.
- Wood, S. N. 2011. Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. - J. R. Stat. Soc. Ser. B 73: 3-36.
- Wood, S., Sebastian, K. y Scherr, S. J. 2000. Pilot analysis of global ecosystems: Agroecosystems. - International Food Policy Research Institute and World Resources Institute.
- Wood, S. N., Pya, N. y Säfken, B. 2016. Smoothing parameter and model selection for general smooth models. - J. Am. Stat. Assoc. 111: 1548-1563.
- Woollard, T. y Harris, S. 1990. A behavioural comparison of dispersing and non-dispersing foxes (*Vulpes vulpes*) and an evaluation of some dispersal hypotheses. - J. Anim. Ecol. 59: 709.
- Yannicari, M., Istilart, C. y Giménez, D. 2009. Evaluación de la resistencia a glifosato de una población de *Lolium perenne* L. del sur de la provincia de Buenos Aires. - II Congr. Iberoam. Ciencias las Malezas: 521-524.
- Yannicari, M., Vila-Aiub, M., Istilart, C., Acciaresi, H. y Castro, A. M. 2016. Glyphosate resistance in Perennial Ryegrass (*Lolium perenne* L.) is associated with a fitness penalty. - Weed Sci. 64: 71-79.
- Younes, M. y Galal-Gorchev, H. 2000. Pesticides in drinking water: A case study. - Food Chem. Toxicol. 38: 0-3.
- Zaccagnini, M. E., Thompson, J. J., Bernardos, J. N., Calamari, N., Goijman, A. y Canevalli, S. 2011. Riqueza, ocupación y roles funcionales potenciales de las aves en relación a los usos de la tierra y la productividad de los agroecosistemas: un ejemplo en la Ecorregión Pampeana. - En: Laterra, P. et al. (eds), Valoración de Servicios Ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA, pp. 185-220.
- Zadoks, J. C., Chang, T. T. y Konzak, C. F. 1974. A decimal code for the growth stages of cereals. - Weed Res. 14: 415-421.
- Zalba, S. M., Sanchez, R. y Cozzani, N. C. 2009. Priorities for the conservation of an endangered grassland bird: Clues from its nesting biology. - Ornitol. Neotrop. 20: 35-46.
- Zanón Martínez, J. I. 2014. Ecología y estado poblacional del puma (*Puma concolor*) en el bosque de Caldén: implicancias para la conservación y manejo. Universidad Nacional del Comahue. Centro Regional Universitario Bariloche.
- Zar, J. H. 1984. Biostatistical Analysis. - Prentice Hall.
- Zelaya, D. K. 2011. Descripción y modelización de la dinámica del uso de la tierra en la cuenca hidrológica de Mar Chiquita.
- Zelaya, K. D., van Vliet, J. y Verburg, P. H. 2016. Characterization and analysis of farm system changes in the Mar Chiquita basin, Argentina. - Appl. Geogr. 68: 95-103.
- Zhang, W., Dulloo, E., Kennedy, G., Bailey, A., Sandhu, H. y Nkonya, E. 2019. Biodiversity and Ecosystem Services. - En: Sustainable Food and Agriculture. Academic P. Elsevier Inc., pp. 137-152.

- Zilio, F. 2006. Dieta de *Falco sparverius* (Aves: Falconidae) e *Athene cunicularia* (Aves: Strigidae) em uma região de dunas no sul do Brasil. - Rev. Bras. Ornitol. 14: 379-392.
- Zimmermann, B., Nelson, L., Wabakken, P., Sand, H. y Liberg, O. 2014. Behavioral responses of wolves to roads: Scale-dependent ambivalence. - Behav. Ecol. 25: 1353-1364.
- Zufiaurre, E., Codesido, M., Abba, A. M. y Bilenca, D. 2017. The role of stubble type and spilled seed biomass on the abundance of seed-eating birds in agroecosystems. - Ardeola 64: 31-48.

## APÉNDICE A

Lista de las publicaciones incluidas en la búsqueda bibliográfica de las funciones ecológicas y los conflictos (Capítulo 2)

### Funciones ecológicas

- Abba, A. M. y Cassini, M. H. 2010. Ecological differences between two sympatric species of armadillos (*Xenarthra*, Mammalia) in a temperate region of Argentina. - *Acta Theriol. (Warsz)*. 55: 35-44.
- Abba, A. M., Udrizar Sauthier, D. E. y Vizcaíno, S. F. 2005. Distribution and use of burrows and tunnels of *Chaetophractus villosus* (Mammalia, Xenarthra) in the eastern Argentinean pampas. - *Acta Theriol. (Warsz)*. 50: 115-124.
- Abba, A. M., Vizcaíno, S. F. y Cassini, M. H. 2007. Effects of land use on the distribution of three species of Armadillos in the Argentinean Pampas. - *J. Mammal*. 88: 502-507.
- Abba, A. M., Vizcaíno, S. F. y Cassini, M. H. 2009. Eto-ecología y conservación de tres especies de Armadillos (*Dasypus hybridus*, *Chaetophractus villosus* y *C. vellerosus*) en el Noreste de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. - *Edentata* 8: 41-47.
- Abba, A. M., Cassini, G. H. y Galliari, F. C. 2011. Nuevos aportes a la historia natural de la mulita pampeana *Dasypus hybridus* (Mammalia, Dasypodidae). - *Iheringia - Ser. Zool.* 101: 325-335.
- Abba, A. M., Zufiaurre, E., Codesido, M. y Bilenca, D. N. 2015. Burrowing activity by armadillos in agroecosystems of central Argentina: Biogeography, land use, and rainfall effects. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 200: 54-61.
- Abba, A. M., Zufiaurre, E., Codesido, M. y Bilenca, D. N. 2016. Habitat use by armadillos in agroecosystems of central Argentina: Does plot identity matter? - *J. Mammal*. 97: 1265-1271.
- Agra, M., Bilenca, D. y Codesido, M. 2015. Responses of birds to planting of *Lotus tenuis* pasture in the Flooding Pampas, Argentina. - *Emu* 115: 270-276.
- Alonso Roldán, V., Navarro, J. L., Gardenal, C. N. y Martella, M. B. 2011. May captive populations of Greater Rhea (*Rhea americana*) act as genetic reservoirs in Argentina? - *Zoo Biol.* 30: 65-70.
- Apellaniz, M., Bellocq, M. I. y Filloy, J. 2012. Bird diversity patterns in Neotropical temperate farmlands: The role of environmental factors and trophic groups in the spring and autumn. - *Austral Ecol.* 37: 547-555.
- Aramburú, R. M. 1997. Ecología alimentaria de la cotorra (*Myiopsita monachus*) en la provincia de Buenos Aires, Argentina (Aves: Psittacidae). - *PHYSIS* 53: 29-32.
- Azpiroz, A. B., Isacch, J. P., Dias, R. A., Di Giacomo, A. S., Fontana, C. S. y Palarea, C. M. 2012. Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: A review. - *J. F. Ornithol.* 83: 217-246.
- Baladrón, A. V. y Pretelli, M. G. 2013. Agonistic interactions in raptors of the Pampas region. - *Wilson J. Ornithol.* 125: 650-655.
- Baladrón, A. V., Bó, M. S. y Malizia, A. I. 2008. Winter diet and time-activity budgets of the Red-backed Hawk (*Buteo polyosoma*) in the coastal grasslands of Buenos Aires Province, Argentina. - *J. Raptor Res.* 40: 65-70.
- Baladrón, A. V., Bó, M. S., Malizia, A. I. y Bechard, M. J. 2011. Food habits of the Roadside Hawk (*Buteo magnirostris*) during the nonbreeding season in the Southeastern Pampas of Argentina. - *J. Raptor Res.* 45: 257-261.
- Baladrón, A. V., Bó, M. S., Cavalli, M. y Martínez, G. 2012. Comparación de la dieta de dos especies de rapaces ornitófas, el Halcón perdiguero (*Falco femoralis*) y el Vari (*Circus cinereus*), en la región Pampeana de Argentina. - *Boletín Chil. Ornitol.* 18: 62-67.
- Baladrón, A. V., Cavalli, M., Pretelli, M. G. y Bó, M. S. 2016. Time-activity budgets and hunting behavior of the roadside hawk (*Rupornis Magnirostris*) and the long-winged harrier (*Circus Buffoni*). - *Rev. Bras. Ornitol.* 24: 197-203.

- Bellis, L. M., Martella, M. B., Navarro, J. L. y Vignolo, P. E. 2004. Home range of greater and lesser rhea in Argentina: Relevance to conservation. - *Biodivers. Conserv.* 13: 2589-2598.
- Bellocoq, M. I. 1987. Selección de hábitat de caza y depredación diferencial de *Athene cunicularia* sobre roedores en ecosistemas agrarios. - *Rev. Chil. Hist. Nat.* 60: 81-86.
- Bellocoq, M. I. 1993. Reproducción, crecimiento y mortalidad de la lechucita vizcachera (*Speotyto cunicularia*) en agrosistemas pampeanos. - *Rev. Ornitol. Neotrop.* 13: 272-276.
- Bellocoq, M. I. 1998. Prey selection by breeding and nonbreeding Barn Owls in Argentina. - *Auk* 115: 224-229.
- Bellocoq, M. I., Filloy, J. y Garaffa, P. I. 2008. Influence of agricultural intensity and urbanization on the abundance of the raptor chimango caracara (*Milvago chimango*) in the Pampean Region of Argentina. - *Ann. Zool. Fennici* 45: 128-134.
- Bilenca, D. N., Zuleta, G. A. y Kravetz, F. O. 1994. Latitudinal variation in litter size and length of the breeding season in populations of Pampas Mice, *Akodon azarae*. - *Mammalia* 58: 563-568.
- Bilenca, D. N., González-Fischer, C. M., Teta, P. y Zamero, M. 2007. Agricultural intensification and small mammal assemblages in agroecosystems of the Rolling Pampas, central Argentina. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 121: 371-375.
- Bilenca, D., Codesido, M., Fischer, C. G., Carusi, L. P., Zufiaurre, E. y Abba, A. 2012. Impactos de la transformación agropecuaria sobre la biodiversidad en la provincia de Buenos Aires. - *Rev. del Mus. Argentino Ciencias Nat. Nueva Ser.* 14: 189-198.
- Biondi, L. M., Bó, M. S. y Favero, M. 2005. Dieta del chimango (*Milvago chimango*) durante el período reproductivo en el Sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. - *Ornitol. Neotrop.* 16: 31-42.
- Blanco, D. E., Lanctot, R. B., Isacch, J. P. y Gill, V. A. 2004. Pastizales templados del Sur de América como hábitat de aves playeras migratorias. - *Ornitol. Neotrop.* 15: 159-167.
- Bó, M. S. 1999. Dieta del halcón plumizo (*Falco femoralis*) en el sudeste de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. - *Ornitol. Neotrop.* 10: 95-99.
- Bó, M. S., Cicchino, S. M. y Martínez, M. M. 2000. Diet of breeding Cinereous Harriers (*Circus cinereus*) in southeastern Buenos Aires Province, Argentina. - *J. Raptor Res* 34: 237-241.
- Bobadilla, S. Y., Benitez, V. V. y Guichón, M. L. 2016. Asiatic *Callosciurus* squirrels as seed dispersers of exotic plants in the Pampas. - *Curr. Zool.* 62: 215-219.
- Booman, G. C., Laterra, P., Comparatore, V. y Murillo, N. 2009. Post-dispersal predation of weed seeds by small vertebrates: Interactive influences of neighbor land use and local environment. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 129: 277-285.
- Bouzat, J. L. 2001. The population genetic structure of the Greater Rhea (*Rhea americana*) in an agricultural landscape. - *Biol. Conserv.* 99: 277-284.
- Brandolin, P. G. y Blendinger, P. G. 2016. Effect of habitat and landscape structure on waterbird abundance in wetlands of central Argentina. - *Wetl. Ecol. Manag.* 24: 93-105.
- Brandolin, P. G., Blendinger, P. G. y Cantero, J. J. 2016a. From relict saline wetlands to new ecosystems: Changes in bird assemblages. - *Ardeola* 63: 329-348.
- Brandolin, P. G., Ramírez, R., Ávalos, M. A., Márquez, J. y Blendinger, P. G. 2016b. Birds of wildlife reserve in the South American Pampa (Córdoba, Argentina). - *Check List J. Biodiversity data* 12: 1-24.
- Calamari, N. C., Blandón, A. C., Canavelli, S. B., Dardanelli, S., Gavier-Pizarro, G. I. y Zaccagnini, M. E. 2016. Long-term association of *Tyrannus savana* and *Sturnella superciliaris* density with land cover and climatic variables in agroecosystems of Argentina. - *Hornero* 31: 97-112.
- Canavelli, S. B., Maceda, J. J. y Bosisio, A. C. 2001. Dieta del aguilucho langostero (*Buteo swainsoni*) en su área de invernada (La Pampa, Argentina). - *Hornero* 16: 89-92.
- Canavelli, S. B., Bechard, M. J., Woodbridge, B., Kochert, M. N., Maceda, J. J. y Zaccagnini, M. E. 2003. Habitat use by Swainson's hawks on their austral wintering grounds in Argentina. - *J. Raptor Res.* 37: 125-134.
- Canel, D., Scioscia, N. P., Denegri, G. M. y Kittlein, Y. M. 2016. Dieta del zorro gris pampeano (*Lycalopex gymnocercus*) en la provincia de Buenos Aires. - *Mastozool. Neotrop.* 23: 359-370.

- Canepuccia, A. D., Isacch, J. P., Gagliardini, D. A., Escalante, A. H. y Iribarne, O. O. 2007. Waterbird response to changes in habitat area and diversity generated by rainfall in a SW Atlantic Coastal Lagoon. - *Waterbirds* 30: 541-553.
- Cardoni, D. A., Favero, M. y Isacch, J. P. 2008. Recreational activities affecting the habitat use by birds in Pampa's wetlands, Argentina: Implications for waterbird conservation. - *Biol. Conserv.* 141: 797-806.
- Castillo, D. F., Birochio, D. E., Lucherini, M. y Casanave, E. B. 2011a. Diet of adults and cubs of *Lycalopex gymnocercus* in Pampas grassland: a validation of the optimal foraging theory? - *Ann. Zool. Fennici* 48: 251-256.
- Castillo, D. F., Lucherini, M. y Casanave, E. B. 2011b. Denning ecology of Molina's hog-nosed skunk in a farmland area in the Pampas grassland of Argentina. - *Ecol. Res.* 26: 845-850.
- Castillo, D. F., Luengos Vidal, E. M., Casanave, E. B. y Lucherini, M. 2012. Habitat selection of Molina's hog-nosed skunks in relation to prey abundance in the Pampas grassland of Argentina. - *J. Mammal.* 93: 716-721.
- Castillo, D. F., Luengos Vidal, E. M., Casanave, E. B. y Lucherini, M. 2014. Feeding habits of Molina's hog-nosed skunk in the Pampas grassland of Argentina. - *Mammalia* 78: 473-479.
- Cavalli, M., Baladrón, A. V., Isacch, J. P., Martínez, G. y Bó, M. S. 2014. Prey selection and food habits of breeding Burrowing Owls (*Athene cunicularia*) in natural and modified habitats of Argentine pampas. - *Emu* 114: 184-188.
- Cerezo, A., Conde, M. C. y Poggio, S. L. 2011. Pasture area and landscape heterogeneity are key determinants of bird diversity in intensively managed farmland. - *Biodivers. Conserv.* 20: 2649-2667.
- Coda, J., Gomez, D., Martínez, J. J., Steinmann, A. y Priotto, J. 2016. The use of fluctuating asymmetry as a measure of farming practice effects in rodents: A species-specific response. - *Ecol. Indic.* 70: 269-275.
- Codesido, M., González-Fischer, C. y Bilenca, D. 2008. Asociaciones entre diferentes patrones de uso de la tierra y ensambles de aves en agroecosistemas de la Región Pampeana, Argentina. - *Ornitol. Neotrop.* 19: 575-585.
- Codesido, M., González-Fischer, C. y Bilenca, D. 2011. Distributional changes of landbird species in agroecosystems of central Argentina. - *Condor* 113: 266-273.
- Codesido, M., González-Fischer, C. y Bilenca, D. 2012. Agricultural land-use, avian nesting and rarity in the Pampas of central Argentina. - *Emu* 112: 46-54.
- Codesido, M., González-Fischer, C. M. y Bilenca, D. N. 2013. Landbird assemblages in different agricultural landscapes: A case study in the Pampas of central Argentina. - *Condor* 115: 8-16.
- Codesido, M., Zufiaurre, E. y Bilenca, D. 2015. Relationship between pest birds and landscape elements in the Pampas of Central Argentina. - *Emu* 115: 80-84.
- Comparatore, V. y Yagueddú, C. 2007. Diet of the Greater Rhea (*Rhea americana*) in an agroecosystem of the flooding Pampa, Argentina. - *Ornitol. Neotrop.* 18: 187-194.
- Comparatore, V. y Yagueddú, C. 2016. Diet preference and density of the Greater Rhea (*Rhea americana*) in grasslands of the flooding pampa, Argentina. - *Rev. Bras. Ornitol.* 24: 13-20.
- Comparatore, V. M., Martínez, M. M., Vassallo, A. I., Barg, M. y Isacch, J. P. 1996. Abundancia y relaciones con el hábitat de aves y mamíferos en pastizales de *Paspalum quadrifarium* (paja colorada) manejados con fuego (Provincia de Buenos Aires, Argentina). - *Interciencia* 21: 228-237.
- Copello, S. y Favero, M. 2001. Foraging ecology of Olrog's Gull *Larus atlanticus* in Mar Chiquita Lagoon (Buenos Aires, Argentina): are there age-related differences? - *Bird Conserv. Int.* 11: 175-188.
- Cozzani, N. y Zalba, S. M. 2009. Estructura de la vegetación y selección de hábitats reproductivos en aves del pastizal pampeano. - *Ecol. Austral* 19: 35-44.
- Cozzani, N. C., Sánchez, R. y Zalba, S. M. 2004. Nidificación de la Loica Pampeana (*Sturnella defilippii*) en la provincia de Buenos Aires, Argentina. - *Hornero* 19: 47-52.
- Cueto, V. R. y Lopez de Casenave, J. 1999. Determinants of bird species richness: Role of climate and vegetation structure at a regional scale. - *J. Biogeogr.* 26: 487-492.

- De Villafañe, G., Bonaventura, S. M., Bellocq, M. I. y Percich, R. E. 1988. Habitat selection, social structure, density and predation in populations of Cricetine rodents in the pampa region of Argentina and the effects of agricultural practices on them. - *Mammalia* 52: 339-360.
- Farias, A. A. y Kittlein, M. J. 2008. Small-scale spatial variability in the diet of pampas foxes (*Pseudalopex gymnocercus*) and human-induced changes in prey base. - *Ecol. Res.* 23: 543-550.
- Fernández, G. J., Posse, G., Ferretti, V. y Gabelli, F. M. 2004. Bird-habitat relationship for the declining Pampas meadowlark populations in the southern Pampas grasslands. - *Biol. Conserv.* 115: 139-148.
- Fernández, F. J., Moreira, G., Ferraro, D. y De Santis, L. 2009. Presas consumidas por la Lechuza del Campanario (*Tyto alba*) en la localidad de Olavarría, Buenos Aires: un caso de elevada batracofagia. - *Nuestras Aves* 54: 20-21.
- Filloy, J. y Bellocq, M. I. 2007. Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean region. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 120: 291-298.
- Filloy, J., Zurita, G. A., Corbelli, J. M. y Bellocq, M. I. 2010. On the similarity among bird communities: Testing the influence of distance and land use. - *Acta Oecologica* 36: 333-338.
- Gabelli, F. M., Fernández, G. J., Ferretti, V., Posse, G., Coconier, E., Gavieiro, H. J., Llambías, P. E., Peláez, P. I., Vallés, M. L. y Tubaro, P. L. 2004. Range contraction in the pampas meadowlark *Sturnella defilippii* in the southern pampas grasslands of Argentina. - *Oryx* 38: 1-7.
- García, V. B. y Kittlein, M. J. 2005. Diet, habitat use, and relative abundance of pampas fox (*Pseudalopex gymnocercus*) in northern Patagonia, Argentina. - *Mamm. Biol.* 70: 218-226.
- Gavier-Pizarro, G. I., Calamari, N. C., Thompson, J. J., Canavelli, S. B., Solari, L. M., Decarre, J., Goijman, A. P., Suarez, R. P., Bernardos, J. N. y Zaccagnini, M. E. 2012. Expansion and intensification of row crop agriculture in the Pampas and Espinal of Argentina can reduce ecosystem service provision by changing avian density. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 154: 44-55.
- Ghys, M. I. y Favero, M. 2004. Espectro trófico de la Gaviota Capucho Café (*Larus Maculipennis*) en agroecosistemas del sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. - *Ornitol. Neotrop.* 15: 493-500.
- Giarratano, M. y Kristensen, M. J. 2012. La caza comercial en Benito Juárez y Tandil. - En: Ulberich, A. (ed), Estudios ambientales III: Tandilia y el sudeste bonaerense. Centro de Investigaciones y Estudios Ambientales, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, pp. 37-44.
- Giordano, P. F., Bellis, L. M., Navarro, J. L. y Martella, M. B. 2008. Abundance and spatial distribution of Greater Rhea *Rhea americana* in two sites on the pampas grasslands with different land use. - *Bird Conserv. Int.* 18: 63-70.
- Giordano, P. F., Navarro, J. L. y Martella, M. B. 2010. Building large-scale spatially explicit models to predict the distribution of suitable habitat patches for the Greater rhea (*Rhea americana*), a near-threatened species. - *Biol. Conserv.* 143: 357-365.
- Goijman, A. P. y Zaccagnini, M. E. 2008. The effects of habitat heterogeneity on avian density and richness in soybean fields in Entre Ríos, Argentina. - *El hornero* 23: 67-76.
- Goijman, A. P., Conroy, M. J., Bernardos, J. N. y Zaccagnini, M. E. 2015. Multi-season regional analysis of multi-species occupancy: Implications for bird conservation in agricultural lands in east-central Argentina. - *PLoS One* en imprenta.
- Goldstein, M. I. 1996. An assessment of mortality of Swainson's hawks on wintering grounds in Argentina. - *J. Raptor Res.* 30: 106-107.
- Goldstein, M. I., Lacher, T. E., Woodbridge, B., Bechard, M. J., Canavelli, S. B., Zaccagnini, M. E., Cobb, G. P., Scollon, E. J., Tribolet, R. y Hooper, M. J. 1999a. Monocrotophos-induced mass mortality of Swainson's hawks in Argentina, 1995-96. - *Ecotoxicology* 8: 201-214.
- Goldstein, M. I., Lacher, T. E., Zaccagnini, M. E., Parker, M. L. y Hooper, M. J. 1999b. Monitoring and assessment of Swainson's hawks in Argentina following restrictions on monocrotophos use, 1996-97. - *Ecotoxicology* 8: 215-224.
- González-Fischer, C. M., Codesido, M., Teta, P. y Bilenca, D. 2011. Seasonal and geographic variation in the diet of barn owls (*Tyto alba*) in temperate agroecosystems of Argentina. - *Ornitol. Neotrop.* 22: 295-305.

- González-Fischer, C. M., Baldi, G., Codesido, M. y Bilenca, D. 2012. Seasonal variations in small mammal-landscape associations in temperate agroecosystems: A study case in Buenos Aires province, central Argentina. - *Mammalia* 76: 399-406.
- González, S., Maldonado, J. E., Leonard, J. A., Vilà, C., Duarte, J. M. B., Merino, M., Brum-Zorrilla, N. y Wayne, R. K. 1998. Conservation genetics of the endangered Pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*). - *Mol. Ecol.* 7: 47-56.
- Grande, J. M., Santillán, M. A., Orozco, P. M., Liébana, M. S., Reyes, M. M., Galmes, M. A. y Ceregheti, J. 2015. Barn Swallows keep expanding their breeding range in South America. - *Emu* 115: 256-260.
- Guichón, M. L. y Cassini, M. H. 2007. Riparian wildlife richness along the Luján River. - *Ecol. Austral* 17: 81-87.
- Isacch, J. P. y Martínez, M. M. 2003. Habitat use by non-breeding shorebirds in Flooding Pampas grasslands of Argentina. - *Waterbirds* 26: 494.
- Isacch, J. P. y Cardoni, D. A. 2011. Different grazing strategies are necessary to conserve endangered grassland birds in short and tall salty grasslands of the Flooding Pampas. - *Condor* 113: 724-734.
- Isacch, J. P., Bo, M. S., Maceira, N. O., Demaría, M. R. y Peluc, S. 2003. Composition and seasonal changes of the bird community in the west pampa grasslands of Argentina. - *J. F. Ornithol.* 74: 59-65.
- Isacch, J. P., Holz, S., Ricci, L. y Martínez, M. M. 2004. Post-fire vegetation change and bird use of a salt marsh in coastal Argentina. - *Wetlands* 24: 235-243.
- Isacch, J. P., Maceira, N. O., Bo, M. S., Demaría, M. R. y Peluc, S. 2005. Bird-habitat relationship in semi-arid natural grasslands and exotic pastures in the west pampas of Argentina. - *J. Arid Environ.* 62: 267-283.
- Isacch, J. P., Cardoni, D. A. y Iribarne, O. O. 2014. Diversity and habitat distribution of birds in coastal marshes and comparisons with surrounding upland habitats in Southeastern South America. - *Estuaries and Coasts* 37: 229-239.
- Jackson, J. E. y Giulietti, J. D. 1988. The food habits of Pampas deer *Ozotoceros bezoarticus celer* in relation to its conservation in a relict natural grassland in Argentina. - *Biol. Conserv.* 45: 1-10.
- Josens, M. L., Escalante, A. H. y Favero, M. 2009. Seasonal variability of waterbird assemblages in relationship to habitat characteristics in a Pampas wetland. - *Waterbirds* 32: 523-530.
- Josens, M. L., Escalante, A. H. y Favero, M. 2012. Diversity, seasonality and structure of bird assemblages associated with three wetlands in the Southeastern Pampas, Argentina. - *Ardeola* 59: 93-100.
- Josens, M. L., Pretelli, M. G. y Escalante, A. H. 2013. Communal roosting of Chimango Caracaras (*Milvago chimango*) at a shallow lake in the Pampas, Argentina. - *J. Raptor Res.* 47: 316-319.
- Kaufmann, C. A. 2016. Análisis tafonómico de una asociación faunística generada por pequeños carnívoros de la Región Pampeana. - *Intersecc. en Antropol.* 17: 363-373.
- Kin, M. S., Fort, M., Giménez, H. D. y Casanave, E. B. 2015. First record of *Toxoplasma gondii* in *Chaetophractus villosus* in Argentina. - *Acta Parasitol.* 60: 134-137.
- Kittlein, M. J. 2009. Population dynamics of pampas mice (*Akodon azarae*): Signatures of competition and predation exposed through time-series modeling. - *Popul. Ecol.* 51: 143-151.
- Leggieri, L. R., Guichón, M. L. y Cassini, M. H. 2011. Landscape correlates of the distribution of coypu *Myocastor coypus* (Rodentia, Mammalia) in Argentinean pampas. - *Ital. J. Zool.* 78: 124-129.
- Leveau, L. M. y Leveau, C. M. 2002. Uso de hábitat por aves rapaces en un agroecosistema pampeano. - *El Hornero* 17: 9-15.
- Leveau, L. M. y Leveau, C. M. 2004. Riqueza y abundancia de aves en agroecosistemas Pampeanos durante el período post-reproductivo. - *Ornitol. Neotrop.* 15: 371-380.
- Leveau, L. M. y Leveau, C. M. 2011. Uso de bordes de cultivo por aves durante invierno y primavera en la Pampa Austral. - *Hornero* 26: 149-157.
- Leveau, L. M., Leveau, C. M. y Pardiñas, U. F. J. 2002. Dieta del milano blanco (*Elanus leucurus*) en Argentina. - *Ornitol. Neotrop.* 13: 307-311.
- Leveau, L. M., Teta, P., Bogdaschewsky, R. y Pardiñas, U. F. J. 2006. Feeding habits of the Barn Owl (*Tyto alba*) along a longitudinal-latitude gradient in Central Argentina. - *Ornitol. Neotrop.* 17: 353-362.



- Martella, M. B., Navarro, J. L., Gonnet, J. M. y Monge, S. A. 1996. Diet of Greater Rheas in an agroecosystem of central Argentina. - *J. Wildl. Manage.* 60: 586-592.
- Massa, C., Teta, P. y Cueto, G. R. 2014. Effects of regional context and landscape composition on diversity and composition of small rodent assemblages in Argentinian temperate grasslands and wetlands. - *Mammalia* 78: 371-382.
- Mastropaolo, M., Turienzo, P., Di Iorio, O., Nava, S., Venzal, J. M., Guglielmono, A. A. y Mangold, A. J. 2011. Distribution and 16S rDNA sequences of *Argas monachus* (Acari: Argasidae), a soft tick parasite of *Myiopsitta monachus* (Aves: Psittacidae). - *Exp. Appl. Acarol.* 55: 283-291.
- Medan, D., Torretta, J. P., Hodara, K., de la Fuente, E. B. y Montaldo, N. H. 2011. Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina. - *Biodivers. Conserv.* 20: 3077-3100.
- Mesetta, M. L., Milesi, F. A. y Guichón, M. L. 2015. Impact of red-bellied squirrels on the bird community of the Pampas region, Argentina. - *Ecol. Austral* 25: 37-45.
- Mills, J. N., Ellis, B. A., McKee, K. T., Maiztegui, J. I. y Childs, J. E. 1991. Habitat associations and relative densities of rodent populations in cultivated areas of central Argentina. - *J. Mammal.* 72: 470-479.
- Montalti, D., Ferman, L. M., Camperi, A. R., Soave, G. E., Arambarri, A. M. y Darrieu, C. A. 2005. Winter diet of Great Pampa-Finches *Embernagra platensis* in Guaminí lagoon, Argentina. - *Acta Ornithol.* 40: 79-82.
- Montalvo, C. I., Tallade, P. O., Fernández, F. J., Moreira, G. J., Rafuse, D. J. y De Santis, L. J. M. 2011. Bone damage patterns found in the avian prey remains of crested caracara *Caracara plancus* (Aves, Falconiformes). - *J. Archaeol. Sci.* 38: 3541-3548.
- Montalvo, C. I., Fernández, F. J., Galmes, M. A., Santillán, M. A. y Cereghetti, J. 2016. Crowned solitary eagle (*Buteogallus coronatus*) as accumulator of armadillo osteoderms in the archaeological record? An actualistic taphonomic study for central Argentina. - *Quat. Int.* 391: 90-99.
- Myers, J. P. y Myers, L. P. 1979. Shorebirds of coastal Buenos Aires province, Argentina. - *Ibis (Lond. 1859)*. 121: 186-200.
- Nava, S., Venzal, J. M., Labruna, M. B., Mastropaolo, M., González, E. M., Mangold, A. J. y Guglielmono, A. A. 2010. Hosts, distribution and genetic divergence (16S rDNA) of *Amblyomma dubitatum* (Acari: Ixodidae). - *Exp. Appl. Acarol.* 51: 335-351.
- Pedrana, J., Isacch, J. P. y Bó, M. S. 2008. Habitat relationships of diurnal raptors at local and landscape scales in southern temperate grasslands of Argentina. - *Emu* 108: 301-310.
- Pedrana, J., Bernad, L., Maceira, N. O. y Isacch, J. P. 2014. Human-Sheldgeese conflict in agricultural landscapes: Effects of environmental and anthropogenic predictors on Sheldgeese distribution in the southern Pampa, Argentina. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 183: 31-39.
- Pedrana, J., Bernad, L., Maceira, N. O. y Isacch, J. P. 2015a. Conflict between the Greater Rhea and humans in agricultural landscapes: implications for conservation of the last large herbivore of the southern Pampas. - *Emu* 115: 335-344.
- Pedrana, J., Seco Pon, J. P., Isacch, J. P., Leiss, A., Rojas, P. O., Castresana, G., Calvo, J., Bernad, L., Muñoz, S. D., Maceira, N. O. y Pütz, K. 2015b. First insights into the migration pattern of an Upland goose (*Chloephaga picta*) based on satellite tracking. - *Ornithol. Neotrop.* 265: 245-253.
- Pettrigh, R. S., Scioscia, N. P., Denegri, G. M. y Fugassa, M. H. 2015. Research Note. Cox-1 gene sequence of *Spirometra* in Pampas foxes from Argentina. - *Helminthol.* 52: 355-359.
- Phifer, C. C., Knowlton, J. L., Webster, C. R., Flaspohler, D. J. y Licata, J. A. 2017. Bird community responses to afforested eucalyptus plantations in the Argentine pampas. - *Biodivers. Conserv.* 26: 3073-3101.
- Pretelli, M. G., Josens, M. L. y Escalante, A. H. 2012. Breeding biology at a mixed-species colony of Great Egret and Cooi Heron in a Pampas wetland of Argentina. - *Waterbirds* 35: 35-43.
- Pretelli, M. G., Isacch, J. P. y Cardoni, D. A. 2013. Year-round abundance, richness and nesting of the bird assemblage of tall grasslands in the South-east Pampas region, Argentina. - *Ardeola* 60: 327-343.
- Pretelli, M. G., Cardoni, D. A. y Isacch, J. P. 2014. Diet of nestling Spectacled Tyrants (*Hymenops perspicillatus*) in the southeast Pampas Region, Argentina. - *Wilson J. Ornithol.* 126: 754-759.

- Pretelli, M. G., Isacch, J. P. y Cardoni, D. A. 2015. Effects of fragmentation and landscape matrix on the nesting success of grassland birds in the Pampas grasslands of Argentina. - *Ibis* (Lond. 1859). 157: 688-699.
- Rivera-Milán, F., Zaccagnini, M. E. y Canavelli, S. B. 2004. Field trials of line-transect surveys of birds carcasses agro-ecosystems of Argentina's Pampas region. - *Wildl. Soc. Bull.* 32: 1219-1228.
- Roldán, V. A., Fraire, H. R., Navarro, J. L., Gardenal, C. N. y Martella, M. B. 2009. Genetic structure of Greater Rhea (*Rhea americana*) populations in two regions with different land-uses in central Argentina. - *Emu* 109: 214-221.
- Romano, M., Biasatti, R. y De Santis, L. 2002. Dieta de *Tyto alba* en una localidad urbana y otra rural en la Región Pampeana Argentina. - *El Hornero* 017: 025-029.
- Romano, M., Barberis, I., Pagano, F. y Maidagan, J. 2005. Seasonal and interannual variation in waterbird abundance and species composition in the Melincué saline lake, Argentina. - *Eur. J. Wildl. Res.* 51: 1-13.
- Romano, M., Barberis, I. M., Luppi, M. y Pagano, F. 2015. Non-passerine birds from Laguna Melincué Ramsar Site, Santa Fe province, Argentina. - *Check List* 11: 1799
- Sabatino, M., Maceira, N. O. y Aizen, M. A. 2010. Direct effects of habitat area on interaction diversity in pollination webs. - *Ecol. Appl.* 20: 1491-1497.
- Salvador, S. A., Salvador, L. A., Gandoy, F. A. y Areta, J. I. 2016. La golondrina rabadilla canela (*Petrochelidon pyrrhonota*) cría en Sudamérica. - *Ornitol. Neotrop.* 27: 163-168.
- Sandoval, M. L., Sánchez, M. S. y Barquez, R. M. 2010. Mammalia, Chiroptera Blumenbach, 1779: New locality records, filling gaps, and geographic distribution maps from Northern Argentina. - *Check List* 6: 64-70.
- Sarasola, J. H. y Negro, J. J. 2006. Role of exotic tree stands on the current distribution and social behaviour of Swainson's hawk, *Buteo swainsoni* in the Argentine Pampas. - *J. Biogeogr.* 33: 1096-1101.
- Sarasola, J. H., Negro, J. J., Salvador, V. y Maceda, J. J. 2005. Hailstorms as a cause of mass mortality of Swainson's hawks in their wintering grounds. - *J. Wildl. Dis.* 41: 643-646.
- Sarasola, J. H., Bustamante, J., Negro, J. J. y Travaini, A. 2008. Where do Swainson's hawks winter? Satellite images used to identify potential habitat. - *Divers. Distrib.* 14: 742-753.
- Sarasola, J. H., Solaro, C., Santillán, M. Á. y Galmes, M. A. 2010. Communal roosting behavior and winter diet of the White-Tailed Kite (*Elanus leucurus*) in an agricultural habitat on the Argentine Pampas. - *J. Raptor Res.* 44: 202-207.
- Scioscia, N. P., Petrih, R. S., Beldomenico, P. M. y Denegri, G. M. 2014. The Pampas fox (*Lycalopex gymnocercus*) as new definitive host for *Spirometra erinacei* (Cestoda: Diphylobothriidae). - *Acta Trop.* 133: 78-82.
- Scollon, E. J., Goldstein, M. I., Parker, M. E., Hooper, M. J., Lacher, T. E. y Cobb, G. P. 2001. Chemical and biochemical evaluation of Swainson's hawk mortalities in Argentina. - *ACS Symp. Ser.* 771: 294-308.
- Simoy, M. V., Milano, F. A., Marinelli, C. B., Fernandez, G. J. y Canziani, G. A. 2015. Sex differences in feed intake, behavior and weight gained by Greater Rheas (*Rhea americana*) in captivity during the pre-reproductive season. - *J. Biol. Syst.* 23: S123-S133.
- Tubaro, P. L. y Gabelli, F. M. 1999. The decline of the Pampas Meadowlark: Difficulties of applying the IUCN criteria to neotropical grassland birds. - *Stud. Avian Biol.*: 250-257.
- Vargas, R. J., Bó, M. S. y Favero, M. 2007. Diet of the Southern Caracara (*Caracara plancus*) in Mar Chiquita Reserve, Southern Argentina. - *J. Raptor Res.* 41: 113-121.
- Vizcaíno, S. F., Farina, R. A., Bargo, M. S. y De Iuliis, G. 2004. Functional and phylogenetic assessment of the masticatory adaptations in Cingulata (Mammalia, Xenarthra). - *Ameghiniana* 41: 651-664.
- Weyland, F., Baudry, J. y Ghersa, C. M. 2012. A fuzzy logic method to assess the relationship between landscape patterns and bird richness of the Rolling Pampas. - *Landsc. Ecol.* 27: 869-885.
- Zalba, S. M. y Cozzani, N. C. 2004. The impact of feral horses on grassland bird communities in Argentina. - *Anim. Conserv.* 7: 35-44.
- Zalba, S. M., Sanchez, R. y Cozzani, N. C. 2009. Priorities for the conservation of an endangered grassland bird: Clues from its nesting biology. - *Ornitol. Neotrop.* 20: 35-46.

Zufiaurre, E., Codesido, M., Abba, A. M. y Bilenca, D. 2017. The role of stubble type and spilled seed biomass on the abundance of seed-eating birds in agroecosystems. - *Ardeola* 64: 31-48.

## Conflictos

Abba, A. M., Zufiaurre, E., Codesido, M. y Bilenca, D. N. 2015. Burrowing activity by armadillos in agroecosystems of central Argentina: Biogeography, land use, and rainfall effects. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 200: 54-61.

Aramburú, R. M. 1997. Ecología alimentaria de la cotorra (*Myiopsitta monachus*) en la provincia de Buenos Aires, Argentina (Aves: Psittacidae). - *PHYSIS* 53: 29-32.

Bruggers, R. L., Rodriguez, E. y Zaccagnini, M. E. 1998. Planning for bird pest problem resolution: A case study. - *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 42: 173-184.

Bulgarella, M., Kopuchian, C., Giacomo, A. S. Di, Matus, R., Blank, O., Wilson, R. E. y Mccracken, K. G. 2014. Molecular phylogeny of the South American sheldgeese with implications for conservation of Falkland Islands (Malvinas) and continental populations of the Ruddy-headed Goose *Chloephaga rubidiceps* and Upland Goose *C. picta*. - *Bird Conserv. Int.*: 1-13.

Calamari, N. C., Canavelli, S. B., Cerezo, A., Dardanelli, S., Bernardos, J. N. y Zaccagnini, M. E. 2018. Variations in pest bird density in Argentinean agroecosystems in relation to land use and/or cover, vegetation productivity and climate. - *Wildl. Res.* 45: 668-678.

Canavelli, S. B., Aramburú, R. y Zaccagnini, M. E. 2012. Considerations for reducing conflicts around damage of agricultural crops by Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*). - *El Hornero* 27: 89-101.

Canavelli, S. B., Swisher, M. E. y Branch, L. C. 2013. Factors related to farmers' preferences to decrease Monk Parakeet damage to crops. - *Hum. Dimens. Wildl.* 18: 124-137.

Canavelli, S. B., Branch, L. C., Cavallero, P., González, C. y Zaccagnini, M. E. 2014. Multi-level analysis of bird abundance and damage to crop fields. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 197: 128-136.

Canel, D., Scioscia, N. P., Denegri, G. M. y Kittlein, Y. M. 2016. Dieta del zorro gris pampeano (*Lycalopex gymnocercus*) en la provincia de Buenos Aires. - *Mastozool. Neotrop.* 23: 359-370.

Carlini, A. A., Soibelzon, E. y Glaz, D. 2016. *Chaetophractus vellerosus* (Cingulata: Dasypodidae). - *Mamm. Species* 48: 73-82.

Dardanelli, S., Fandiño, B., Calamari, N. C., Canavelli, S. B. y Zaccagnini, M. E. 2016. ¿Eligen las palomas y cotorras los lotes de soja (*Glycine max*) en emergencia? Un caso de estudio en agroecosistemas de Entre Ríos, Argentina. - *Rev. Mex. Biodivers.* 87: 1308-1314.

Gorosábel, A., Pedrana, J., Bernad, L., Caballero, V. J., Muñoz, S. D. y Maceira, N. O. 2019a. Evaluating the impacts and benefits of sheldgeese on crop yields in the Pampas region of Argentina: A contribution for mitigating the conflicts with agriculture. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 279: 33-42.

Lovera, R., Fernández, M. S. y Cavia, R. 2015. Wild small mammals in intensive milk cattle and swine production systems. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 202: 251-259.

Luaces, J. P., Rossi, L. F., Chirino, M. G., Browne, M., Merani, M. S. y Mudry, M. D. 2017. Genotoxic effects of Roundup Full II® on lymphocytes of *Chaetophractus villosus* (Xenarthra, Mammalia): In vitro studies. - *PLoS One* 12: 1-9.

Lucherini, M., Guerisoli, M. M. y Luengos Vidal, E. M. 2018. Surplus killing by pumas *Puma concolor*: rumours and facts. - *Mamm. Rev.* 48: 277-283.

Machicote, M., Branch, L. C. y Villarreal, D. 2004. Burrowing owls and burrowing mammals: Are ecosystem engineers interchangeable as facilitators? - *Oikos* 106: 527-535.

Marateo, G., Grilli, P., Bouzas, N., Jensen, R., Ferretti, V., Juárez, M. y Soave, G. 2013. Uso de hábitat por aves en rellenos sanitarios del noreste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. - *Ecol. Austral* 23: 202-208.

Marateo, G., Grilli, P., Bouzas, N., Ferretti, V., Juárez, M. y Soave, G. E. 2015. Habitat use by birds in airports: a case study and its implications for bird management in South American airports. - *Appl. Environ. Res.* 13: 819-831.

- Pedrana, J., Bernad, L., Maceira, N. O. y Isacch, J. P. 2014. Human-Sheldgeese conflict in agricultural landscapes: Effects of environmental and anthropogenic predictors on Sheldgeese distribution in the southern Pampa, Argentina. - *Agric. Ecosyst. Environ.* 183: 31-39.
- Pedrana, J., Bernad, L., Maceira, N. O. y Isacch, J. P. 2015a. Conflict between the Greater Rhea and humans in agricultural landscapes: implications for conservation of the last large herbivore of the southern Pampas. - *Emu* 115: 335-344.
- Romero, I. P., Codesido, M. y Bilenca, D. N. 2016. Nest building by Monk Parakeets *Myiopsitta monachus* in urban parks in Buenos Aires, Argentina: Are tree species used randomly? - *Ardeola* 62: 323.
- Santos, P. M., Bocchiglieri, A., Chiarello, A. G., Paglia, A. P., Moreira, A., Souza, A. C., Abba, A. M., Paviolo, A., Gatica, A., Medeiro, A. Z. y et al. 2019. Neotropical Xenarthrans: a data set of occurrence of xenarthran species in the Neotropics. - *Ecology* 100: 1-4.
- Zufiaurre, E., Codesido, M., Abba, A. M. y Bilenca, D. 2017. The role of stubble type and spilled seed biomass on the abundance of seed-eating birds in agroecosystems. - *Ardeola* 64: 31-48.

## APÉNDICE B

Cuestionario del *Google drive* completado para extraer la información de los trabajos obtenidos en la búsqueda bibliográfica de funciones ecológicas del capítulo 2.

### Preguntas

1. ID del paper
  2. ¿Hay SE de Provisión?
    - a. Si. *Pasar a la pregunta 5*
    - b. No. *Pasar a la pregunta 3*
  3. ¿Hay SE de Regulación y Mantenimiento?
    - a. Si. *Pasar a la pregunta 9*
    - b. No. *Pasar a la pregunta 4*
  4. ¿Hay SE Culturales?
    - a. Si. *Pasar a la pregunta 12*
    - b. No. *Terminar cuestionario*
  
  5. ¿Qué tipo de SE de Provisión?
    - a. Nutrición
    - b. Materiales
    - c. Energía
  6. SE de Provisión: Nutrición
    - a. Carne y productos diarios de animales de cría
    - b. Carne y productos diarios de animales de silvestres
  7. SE de Provisión: Materiales
    - a. Uso: Fibras, piel huesos, cuero, plumas, grasa, ornamentales (trofeo de caza), material para el forraje y fertilizante
    - b. Material genético
  8. SE de Provisión: Energía
    - a. Elementos para la quema y producción de energía (estiércol, grasa, aceites)
    - b. Tracción a sangre
- Pasar a la pregunta 3.*
9. ¿Qué tipo de SE de Regulación y Mantenimiento?
    - a. Dispersión de semillas
    - b. Control de plagas y enfermedades
    - c. Polinización

- d. Aporte de nutrientes y mantenimiento de las condiciones biogeoquímicas del suelo
  - e. Otro: especificar.
10. ¿Qué especie o grupos regular, dispersan o polinizan?: especificar.
11. ¿Qué nutrientes aportan y qué condiciones del suelo regulan?: especificar.

*Pasar a la pregunta 4*

12. ¿Qué tipo de SE Cultural?
- a. Avistamiento de fauna y actividades al aire libre relacionadas
  - b. Pesca y caza deportiva
  - c. Herencia cultural (a nivel local-Argentina)
  - d. Valores estéticos (arte)
  - e. Valores espirituales y simbólicos (a nivel mundial)
  - f. Valores religioso y/o sagrados
  - g. Conservación y uso sustentable
  - h. Otro: especificar.

*Pasar a la pregunta 13*

Información sobre la especie o grupo de especie que provee el SE

13. ¿Qué animal?
- a. Aves
  - b. Mamíferos
  - c. Ambos
14. Especie, gremio, grupo: especificar

Información del trabajo

15. Ambiente donde se lleva a cabo el trabajo: especificar
16. Objetivo general del trabajo: especificar
17. Metodología principal del trabajo: especificar

*Fin del cuestionario*

## APÉNDICE C

**Tabla C.1:** Especies de aves y mamíferos y los ítems de sus dietas que estuvieron presentes en los estudios asociados con los servicios ecosistémicos de Regulación y el Mantenimiento de la búsqueda bibliográfica (Capítulo 2).

Especies	Presas
Aguilucho común ( <i>Buteo polyosoma</i> )	MAMÍFEROS: <i>Akodon azarae</i> , <i>Calomys laucha</i> , <i>Oligoryzomys flavescens</i> , <i>Oxymycterus rufus</i> , <i>Holochilus brasiliensis</i> , <i>Ctenomys talarum</i> . (Baladrón et al. 2008)
Taguató común ( <i>Buteo magnirostris</i> )	MAMÍFEROS: <i>Akodon azarae</i> , <i>Calomys</i> sp., <i>Oligoryzomys flavescens</i> , <i>Oxymycterus rufus</i> , <i>Holochilus brasiliensis</i> , <i>Necromys obscurus</i> , <i>Monodelphis dimidiata</i> . AVES: Paseriformes NN ANFIBIOS: <i>Hypsiboas pulchellus</i> ARTRÓPODOS: Orthoptera, Coleoptera (Baladrón et al. 2011)
Lechucita de las vizcacheras ( <i>Athene cunicularia</i> )	MAMÍFEROS: <i>Akodon azarae</i> , <i>Calomys laucha</i> , <i>Oligoryzomys flavescens</i> , <i>Calomys musculinus</i> , <i>Mus musculus</i> , <i>Cavia aperea pamparum</i> ARTRÓPODOS: Coleoptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Chelicerata (Familia Araneae), crustáceos terrestres (Bellocq 1987, De Villafañe et al. 1988, Cavalli et al. 2014)
Aguilucho langostero ( <i>Buteo swainsoni</i> )	ARTRÓPODOS: Lepidoptera ( <i>Celerio lineata</i> ), Orthoptera (Familia Acrididae, “Tucuras”) y Coleoptera. (Goldstein et al. 1999, Canavelli et al. 2001)
Lechuza de campanario ( <i>Tyto alba</i> )	MAMÍFEROS: <i>Akodon azarae</i> , <i>Calomys</i> sp., <i>Calomys laucha</i> , <i>Calomys musculinus</i> , <i>Cavia aperea</i> , <i>Holochilus brasiliensis</i> , <i>Lepus europaeus</i> , <i>Lutreolina crassicaudata</i> , <i>Mus musculus domesticus</i> , <i>Mus musculus</i> , <i>Monodelphis dimidiata</i> , <i>Necromys lasiurus</i> , <i>Necromys obscurus</i> , <i>Oligoryzomys flavescens</i> , <i>Oxymycterus rufus</i> , <i>Rattus</i> sp., <i>Rattus rattus</i> , <i>Reithrodon</i> sp., <i>Reithrodon auritus</i> , <i>Thylamys</i> sp., Chiroptera ( <i>Eumops bonariensis</i> , <i>Tadarida brasiliensis</i> , <i>Molossus</i> sp.) ANFIBIOS: <i>Leptodactylus ocellatus</i> , <i>Leptodactylus latinasus</i> , <i>Hypsiboas pulchellus</i> . AVES: <i>Zonotrichia capensis</i> , <i>Sicalis</i> sp., <i>Molothrus bonariensis</i> , Charadriidae. ARTRÓPODOS: Coleoptera, <i>Heterogomphus pauson</i> , <i>Cyclocephala</i> sp., <i>Nezada viridula</i> . (Bellocq 1998, Leveau et al. 2006, Fernández et al. 2009, González-Fischer et al. 2011)
Carancho ( <i>Caracara plancus</i> )	AVES: <i>Nothura</i> sp., <i>Rhynchotus rufescens</i> <i>Larus</i> sp., <i>Anas platalea</i> , <i>Anas</i> sp., <i>Falco sparverius</i> , <i>Athene cunicularia</i> , <i>Columba</i> sp. <i>Aratinga acuticaudata</i> , <i>Guira guira</i> , <i>Sturnella</i> sp. <i>Furnarius rufus</i> ARTRÓPODOS: Hymenoptera (Formicidae), beetles (Coleoptera: Scarabaeidae, Carabidae, Cicindelidae, Curculionidae, Dynastidae, Dytiscidae, Elateridae, Hydrophilidae, Staphylinidae, Tenebrionidae and Trogidae) AVES: <i>Sicalis flaveola</i> , <i>Sicalis luteola</i> , <i>Embernagra platensis</i> , <i>Zonotrichia capensis</i>

MAMÍFEROS: *Oligoryzomys flavescens*, *Calomys laucha*, *Calomys musculus*, *Ctenomys talarum*.

CARROÑA: *Bos taurus*, *Sus scrofa domestica*, *Ovis aries*, *Lepus europaeus*, Rodentia, rocellariiformes y peces en general

(Vargas et al. 2007, Montalvo et al. 2011, Gavier-Pizarro et al. 2012)

---

Milano blanco (*Elanus leucurus*)

MAMÍFEROS: *Akodon azarae*, *Akodon molinae*, *Calomys* sp., *Cavia aperea*, *Ctenomys* sp., *Eligmodontia typus*, *Galea musteloides*, *Monodelphis dimidiata*, *Mus musculus domesticus*, *Mus musculus*, *Necomys benefactus*, *Oligoryzomys flavescens*, *Oxymycterus rufus*

AVES: *Zenaida auriculata*

ARTRÓPODOS: Lepidoptera, Acrididae, Coleoptera, Formicidae, Gryllidae (Leveau et al. 2002, Sarasola et al. 2010)

---

Halcón plumizo (*Falco femoralis*)

MAMÍFEROS: *Akodon azarae*, *Calomys* sp.

AVES: *Sicalis* sp., *Hymenops perspicillata*, *Embernagra platensis*, *Carduelis magellanica*, *Anthus correndera*, *Molothrus* sp., *Patagioenas picazuro*, *Nothura maculosa*, *Columba picazuro*, *Columba livia*, *Columnina picui*, *Zenaida auriculata*, *Furnarius rufus*, *Tyrannus melancholicus*, *Anthus correndera*, *Emberizidae*, *Sicalis flaveola*, *Sicalis luteola*, *Zonotrichia capensis*, *Molothrus bonariensis*, *Molothrus rufoaxillaris*, *Carduelis magellanica*, *Passer domesticus*

ARTRÓPODOS: *Heterogonphus* sp., *Sulcophanaeus menela*, *Scotobius* sp., *Calosoma retusum*, *Calanda granaria* (Bó 1999, Baladrón et al. 2012)

---

Gavilán ceniciento (*Circus cinereus*)

MAMÍFEROS: *Cavia aperea*, *Lepus europaeus* (juveniles), *Oxymycterus rufus*, *Akadon azarae*, roedores muridios

ANFIBIOS: *Rhinella arenarum*

AVES: *Sicalis* spp., *Zonotrichia capensis*, *Hymenops perspicillata*, *Spartonoica maluroides*, *Anthus correndera*

(Bó et al. 2000, Baladrón et al. 2012)

---

Chimango (*Milvago chimango*)

ARTRÓPODOS: Cicindellidae, Dytiscidae, Anobiidae, Trogidae, Chrysomelidae, Silphidae, adultos y larvas de Scarabaeidae, Hydrophilidae, Tenebrionidae, adultos de Carabidae, larvas de Carabidae, Curculionidae (Elateridae), Lepidoptera, Orthoptera (Acrididae, Tettigonidae, Gryllidae, Gryllotalpidae), Mantodea, Blattodea, Odonata (Aeshnidae), Hymenoptera (Formicidae, Vespidae), Diptera, Hemiptera (Belostomatidae, Pentatomidae), Malacostraca (Grapsidae), Chelicerata (Araneae)

ANFIBIOS: *Bufo arenarum*, *Bufo fernandeze*

PECES: *Pimeladella gracillis*, *Corydora paleatus*, *Micropogonias furnieri*

REPTILES: *Ophiodes vertebralis*, *Tupinambis* sp.

AVES: Columbiformes, *Anthus correndera*, *Myiopsitta monachus*

MAMÍFEROS: *Holochilus brasiliensis*, *Akodon azarae*, *Cavia aperea*, *Lepus europaeus*

CARROÑA: peces, aves, mamíferos (*Bos taurus* y *Ovis arles*) y reptiles (Biondi et al. 2005, Gavier-Pizarro et al. 2012)

---

Mulita pampeana (*Dasypus hybridus*)

ARTRÓPODOS: Coleoptera (adultos y larvas), Formicidae (hormigas adultas, larvas y huevos), Blattellidae, Orthoptera (langostas y grillos), Arachnidae, Myriapods

VERTEBRADOS: Anfibios, reptiles y pequeños mamíferos

ÍTEMS VEGETALES: hojas, raíces, tallos, bulbos, frutas y semillas (Abba y Cassini 2010, Abba et al. 2011)



Peludo ( <i>Chaetophractus vellerosus</i> )	<p>ARTRÓPODOS: Coleoptera, Formicidae, Blattaria, Orthoptera, Araneae  REPTILES and MAMÍFEROS  ÍTEMS VEGETALES: hojas, semillas y frutos.  (Abba y Cassini 2010)</p>
Zorro gris pampeano ( <i>Lycalopex gymnocercus</i> )	<p>MAMÍFEROS: <i>Akodon</i> sp., <i>Akodon azarae</i>, <i>Bolomys obscurus</i>, <i>Calomys</i> sp., <i>Cavia aperea</i>, <i>Dasytus hybridus</i>, <i>Holochilus brasiliensis</i>, <i>Lagostomus maximus</i>, <i>Lepus europaeus</i>, <i>Monodelphis dimidiata</i>, <i>Mus musculus</i>, <i>Necromys benefactus</i>, <i>Oligoryzomys</i> sp., <i>Oligoryzomys flavescens</i>, roedores NN  ARTRÓPODOS: Arácnidos, Crustáceos, Coleoptera (Escarabeidae), Dipterae, Hymenoptera, Homoptera, Lepidoptera, Odonata, Orthoptera  CARROÑA: <i>Bos taurus</i>, <i>Sus scrofa</i>, <i>Ovis aries</i> y <i>Equus caballus</i>  AVES: <i>Egretta thula</i>, <i>Embernagra platensis</i>, <i>Leistes superciliaris</i>, <i>Nothura maculosa</i>, <i>Sicalis luteola</i>, <i>Zenaida auriculata</i>, <i>Zonotrichia capensis</i>  REPTILES and PECES  ÍTEMS VEGETALES: Semillas y granos de cultivos (girasol, trigo, zapallo, maíz y soja)  (García y Kittlein 2005, Farias y Kittlein 2008, Castillo et al. 2011, Canel et al. 2016)</p>
Tijereta ( <i>Tyrannus savana</i> ) Gaviotín chico ( <i>Sterna superciliaris</i> )	<p>Consumo de insectos  (Gavier-Pizarro et al. 2012)</p>
Roedores ( <i>Akodon azarae</i> , <i>Calomys</i> sp., <i>Oligoryzomys flavescens</i> ) Colicorto pampeano ( <i>Monodelphis dimidiata</i> )	<p>Consumo de semillas de especies consideradas malezas  (Booman et al. 2009)</p>
Pico de plata ( <i>Hymenops perspicillatus</i> )	<p>ARTRÓPODOS: Asilidae, Calliphoridae, Chrysomelidae, Coccinellidae, Curculionidae (<i>Naupactus</i> sp.), Tenebrionidae, Scarabaeidae (<i>Cyclocephala</i> sp.), Hemiptera (Heteroptera: Belostomatidae), Hymenoptera (Apocrita: Formicidae: <i>Acromyrmex</i> spp.), Lepidoptera (Arctiidae: <i>Palustra</i> sp.), Hesperiiidae, Ninfalidae (<i>Vanessa braziliensis</i>)  Noctuidae (<i>Rachiplusia</i> sp., <i>Heraclides thoas</i>), Odonata (Aeshnidae, Zygoptera), Orthoptera (Proscopiidae, Ensifera), Araneidae, Lycosidae, Chilopoda  ANFIBIOS: <i>Hypsiboas pulchellus</i>  (Pretelli et al. 2014)</p>
Garza blanca ( <i>Ardea alba</i> ) Garza mora ( <i>Ardea cocoi</i> )	<p>ARTRÓPODOS: Heteroptera (Belostomatidae: <i>Belostoma</i> sp.), Coleoptera (Hydrophilidae: <i>Dibolocelus palpalis</i>, Tropisternus sp.), Dytiscidae (<i>Megadytes glaucus</i>, <i>Rhantus signatus</i>), Libellulidae, Araneidae, Crustacea (Decapoda: Palaemonidae: <i>Palaemonetes argentinus</i>)  PECES: <i>Odontesthes argentinensis</i>, <i>Oligosarcus jenynsii</i>, <i>Hoplias malabaricus</i>, <i>Cynolebias bellotti</i>  AVES: <i>Ardea cocoi</i>  MAMÍFEROS: <i>Myocastor coypus</i>, <i>Ctenomys talarum</i>  (Pretelli et al. 2012)</p>

Verdón ( <i>Embernagra platensis</i> )	Los ítems más abundantes en la dieta era: INSECTOS: Hormigas y Coleópteros ITMES VEGETALES: semillas ( <i>Panicum</i> sp., <i>Chenopodium</i> sp) (Montalti et al. 2005)
Cotorra común ( <i>Myiopsitta monachus</i> )	ITMES VEGETALES: Semillas de <i>Cyndon</i> sp, <i>Poa</i> sp, <i>Panicum</i> sp, <i>Panicum milliaceum</i> , <i>Setaria</i> sp, <i>Eleusine indica</i> , <i>Eleusine tristachya</i> , <i>Echinochloa</i> sp, <i>Gerardia comunis</i> , <i>Centauea solstitialis</i> , <i>Taraxacum officinale</i> , <i>Carduus</i> sp, <i>Cirsium vulgare</i> , <i>Cyperus</i> sp, <i>Juncus</i> sp, <i>Scirpus</i> sp, <i>Stellaria media</i> , <i>Cerastium</i> sp, <i>Pergullaria</i> sp, <i>Trifolium repens</i> , <i>Trifolium pratense</i> , <i>Meicago polymorpha</i> , <i>Celtis tala</i> , <i>Polygonum persicaria</i> , <i>P. hidropoperoides</i> , <i>P. lapathifolium</i> , <i>Convolvulus arvensis</i> , <i>Dichondra</i> sp, <i>Malva</i> sp, <i>Sida</i> sp, <i>Chenopodiacea</i> , <i>Solanum</i> sp, <i>Portulaca oleracea</i> , <i>Plantago</i> sp. (Aramburú 1997)
Zorrino común ( <i>Conepatus chinga</i> )	ARTRÓPODOS: escorpiones, arañas, Hymenoptera, Miriapoda, Isopoda, Mollusca, Lepidoptera, Coleoptera, Orthoptera ITMES VEGETALES VERTEBRADOS: roedores, <i>Lepus europaeus</i> , y carroña ( <i>Equus caballus</i> ) (Castillo et al. 2014)
Ñandú común ( <i>Rhea americana</i> )	ESPECIES DE PLANTAS: <i>Agropyron</i> sp, <i>Ambrosia tenuifolia</i> , <i>Avena sativa</i> , <i>Avena fátua</i> , <i>Bromas unioloides</i> , <i>Bromus</i> sp., <i>Carex bonariensis</i> , <i>Cynodon dactylon</i> , <i>Carduus canthoides</i> , <i>Cirsium</i> sp., <i>Cirsium vulgare</i> , <i>Cynara cardunculus</i> , <i>Centaurea spp</i> , <i>Cenchrus</i> sp., <i>Cenchrus pauciflorus</i> , <i>Conyza bonariensis</i> , <i>Descurainia</i> sp., <i>Dichondra microcalyx</i> , <i>Distichlis</i> sp, <i>Dactylis glomerata</i> , <i>Eragrostis</i> sp, <i>Eleocharis bonariensis</i> , <i>Festuca arundinacea</i> , <i>Gomphrean</i> sp., <i>Hordeum</i> sp., <i>Leersia hexandra</i> , <i>Leontodon taraxacoides</i> , <i>Lolium perene</i> , <i>Malbella leprosa</i> , <i>Mentha pulegium</i> , <i>Medicago lupulina</i> , <i>Medicago sativa</i> , <i>Onopordon acanthium</i> , <i>Phyla canescens</i> , <i>Poa</i> sp., <i>Plantago</i> sp., <i>Paspalum vaginatum</i> , <i>Panicum</i> sp., <i>Rapistrum rugosum</i> , <i>Rye</i> , <i>Stellaria media</i> , <i>Secale cereale</i> , <i>Stenothaphrum secundatum</i> , <i>Scirpus</i> sp., <i>Stipa</i> sp, <i>Paspalum dilatatum</i> , <i>Solanum sisymbriifolium</i> , <i>Sorghum</i> sp, <i>Triticum aestivum</i> , <i>Trichloris</i> sp, <i>Trifolium repens</i> , <i>Xanthium spinosum</i> SEMILLAS: <i>Zea mays</i> , <i>Bromus</i> sp., <i>Sorghum</i> sp., FRUTAS: <i>Cenchrus pauciflorus</i> INVERTEBRADOS: orugas de <i>Pseudaletia adultera</i> y otras. (Martella et al. 1996, Comparatore y Yagueddú 2007, 2016)
Gaviota capucho café ( <i>Larus maculipennis</i> )	ARTRÓPODOS: Oligochaeta, Arachnida, Chilopoda ( <i>Scolopendra</i> sp.), Orthoptera (Tettigonidae, Acrididae), Coleoptera, Scarabaeidae ( <i>Cyclocephala signaticollis</i> , <i>Philocloenia bonaerensis</i> , <i>Heterogomphus</i> sp., <i>Lygirus</i> sp., <i>Dyscinetus</i> sp., <i>Aphodinus</i> sp.), Tenebrionidae Curculionidae ( <i>Pantomorus</i> sp.), Elateridae, Staphylinidae ( <i>Staphylinus fuscicornis</i> ), Cantharidae, Carabidae ( <i>Pelmatellus</i> sp, <i>Scarites anthracinus</i> , <i>Paranortes cordicollis</i> , <i>Metius gilvipes</i> , <i>Metius circumfusus</i> , <i>Calosoma retusum</i> , <i>Notaphus brullei</i> , <i>Incagonum lineapunctatum</i> , <i>Loxandrus</i> sp., <i>Trirammatus chaldeus</i> , <i>Trirammatus striatulus</i> , <i>Polpochila flavipes</i> , <i>Argutoridius chilensis</i> , <i>Argutoridius</i> sp. nov., <i>Argutoridius bonariensis</i> ), Hemiptera (Belostomatidae: <i>Belostoma</i> sp), Lepidoptera, Thysanoptera, Hymenoptera, Formicidae, Malacostraca (Isopoda) (Ghys y Favero 2004)

## APÉNDICE D

Tabla D.1: Evaluación de la precisión en porcentaje de los mapas de cobertura del uso de la tierra construidos utilizando imágenes satelitales y los puntos de control de cada categoría de ambiente en el trabajo de campo de los capítulos 3 y 4. Los mapas de la cuenca de Mar Chiquita (MC) fueron construidos utilizando imágenes satelitales LANDSAT 8 del 1 de diciembre y del 20 de marzo de 2016. El mapa de la Pampa Sur (PS) fue construido utilizando una imagen satelital MODIS (Pedrana et al. 2014). Información obtenida de la matriz de errores (o matriz de confusión) y la evaluación de la precisión a partir del error de comisión de la misma.

Precisión (%)			
Categorías	MC (Diciembre de 2016)	MC (Marzo de 2016)	PS
Agua	90.7	99.1	-
Dunas	95.0	100.0	-
Cultivos y pasturas	58.7	85.4	80
Campos de Pastoreo	80.3	92.5	74
Forestaciones	89.8	99.5	-
Humedales	92.7	99.7	80
Rastrojo	80.7	74.1	-
Ambientes naturales	-	-	70
<b>Índice Kappa</b>	<b>0.74</b>	<b>0.95</b>	<b>0.7</b>