

Facultad de Ciencias Naturales y Museo

Universidad Nacional de La Plata

Tesis presentada para optar por el título de Doctor en Ciencias Naturales

“Efectos de la fragmentación y modificación del Pastizal Serrano del Sistema de Tandilia sobre las poblaciones de aves de pastizal”.



Lic. Trofino Falasco Clara

Directores: Igor Berkunsky y Adrián S. Di Giacomo

La Plata, 2023

Agradecimientos

Quiero agradecer profundamente a todas las personas e Instituciones que me acompañaron e hicieron que esta tesis fuese posible.

En primer lugar quiero agradecer a mis directores, quienes han emprendido este proyecto conmigo, han confiado en mí y han sido mi guía todos estos años.

A Igor, por haberme alentado a iniciarme en esta hermosa profesión en una ciudad nueva y contagiarme su pasión y amor por la conservación de la naturaleza. Gracias por tu ayuda incondicional en todos los momentos en que acudí por ella, a veces en la oficina, otras en el campo y muchas otras en los innumerables viajes (y mates) que hemos compartido, ya sea en relación a la tesis o a la vida misma. Gracias por tu paciencia, tiempo, apoyo y compañía.

A Adrián, quien me inspiró el amor por las aves de pastizal cuando aún era estudiante en la Facultad, me brindó generosamente su experiencia y conocimientos, y aportó constructivamente siempre a pesar de la distancia.

A la gente de Ecosistemas, y en especial al “búnker”, quienes fueron mi familia desde el primer día en que me senté en la oficina y con quienes compartí proyectos, momentos y sueños. A mis compañeras-amigas Agus, Flor, Gime, Ju, Stefi, Yani y Vero, quienes fueron mi sostén, me alentaron a seguir siempre y con quienes estoy profundamente agradecida. Celebro haberlas encontrado y no tienen idea lo importantes que han sido y serán para mí.

A todos los que me ayudaron y acompañaron tanto en los muestreos como en otros lindos e importantes momentos: voluntarios de “Scouts de la Ciencia” y “Alianza del Pastizal-Aves Argentinas”, Adri Jauregui, Aldi, Anye, Carme, Claudio Barletta, Claudio Santiago, Coki, Dami, Demi, Facu, Flavia, Gonza, Juan, Lean, Lu Chiberry, Luli Stefanoni, Male, Mari, Mela, Manu Rangel-Rojas, Manu Santiago, Mechi, Murito, Pedro, Tano, Tincho y tantas otras personas que podría seguir mencionando.

A los propietarios de los campos donde realicé mis muestreos, en especial a Roberto Berkunsky quien me permitió instalarme en el suyo y usar sus instalaciones como base para mis voluntarios/as.

A Pablo Grilli, quien me alentó a emprender este camino en aquella charla en la biblioteca de la FCNyM, me guió hasta donde estoy hoy, y ha sido una persona fundamental en mi crecimiento profesional.

A Ana Boeris, por compartir conmigo el amor por la naturaleza y haber decorado la portada de esta tesis con su enorme talento de forma desinteresada. Esa Loica es mucho más hermosa de lo que podría haber imaginado.

Al deporte, particularmente al Hockey, que me permitió cruzarme con tanta gente linda, enseñarme que todo en equipo en mejor y por ser mi cable a tierra.

A las Instituciones Públicas y al Estado Argentino que hicieron posible el desarrollo de mi tesis: Universidad Nacional de La Plata, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires y el CONICET.

Por último, quiero agradecer a las personas más importantes de mi vida: mi familia. Nunca voy a poder retribuir su esfuerzo y apoyo en los momentos más difíciles y su alegría en los más felices. Gracias abus Mito, Beba, Chiquito y Nena por su amor. Infinitas gracias a mi mamá, papá y mis hermanos por estar siempre y por los valores que me transmitieron toda la vida.

Índice

Resumen.....	5
Abstract.....	7
Capítulo 1 – Introducción general.....	9
Marco teórico	9
Justificación del objeto de estudio	12
Objetivos de la tesis	13
Estructura de la tesis	14
Capítulo 2 – Área de estudio y metodología general.....	15
Área de estudio	16
Metodología general	19
Marco conceptual del análisis de datos.....	27
Capítulo 3 – Las características del paisaje en el uso de hábitat de las aves de pastizal	29
Resumen.....	29
Marco teórico	30
Métodos.....	31
Resultados	34
Discusión.....	42
Capítulo 4 – Disponibilidad de hábitat y patrones de selección de sitios de nidificación de las aves de pastizal	47
Resumen.....	47
Métodos.....	49
Resultados	52
Discusión.....	62
Capítulo 5 – Fenología e historias de vida de las aves de pastizal	65
Resumen.....	65
Marco teórico	66
Métodos.....	67
Resultados	69
Discusión.....	75
Capítulo 6 – La supervivencia de nidos en aves de pastizal y el rol de la depredación	79
Resumen.....	79
Marco teórico	80
Métodos.....	82
Resultados	86
Discusión.....	95

Capítulo 7 – Conclusiones finales y recomendaciones de manejo de sitios reproductivos ...	101
Referencias.....	105
Anexo I.....	123

Resumen

En esta tesis se estudió el ensamble de aves de pastizal que nidifica en el Pastizal Serrano del Sistema de Tandilia, con el objetivo de evaluar los factores que afectan su persistencia, como lo son la fragmentación, composición y estructura de hábitat, éxito reproductivo y depredadores. Particularmente, se analizaron las características del hábitat que explican el uso de los sitios por algunas especies de aves de pastizal. Posteriormente, se describieron los sitios de nidificación de las especies, y se analizó qué variables fueron seleccionadas respecto al hábitat disponible. Además, se presentan características generales de la biología reproductiva y los parámetros reproductivos básicos para algunas aves de pastizal. También se analizaron las causas de fracaso de las nidadas, y se evaluó la relación entre las variables de hábitat y temporales en la supervivencia a la depredación de los nidos. Se reportan eventos de depredación de nidos, el ensamble de depredadores, y la eficiencia en el uso de defensas contra depredadores en los nidos. Finalmente, se discuten algunas medidas de manejo que podrían maximizar el éxito reproductivo de las aves de pastizal en el sistema serrano de Tandilia. El área de estudio comprende los pastizales nativos de las serranías de Tandilia, ubicadas en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, perteneciente a la ecorregión Pampeana y considerada Área Valiosa de Pastizal. Durante la temporada reproductiva 2020-2021, se censaron mensualmente 126 puntos en un área del Sistema de Tandilia, y utilizando modelos de ocupación se analizó el efecto de las variables del hábitat sobre la probabilidad de uso de cada especie de ave de pastizal. Se detectaron 18 especies en la zona de estudio. El uso de hábitat de las aves de pastizal se vió afectado por las características del paisaje en el Pastizal Serrano. Se encontró una fuerte asociación con algunas variables vinculadas al pastizal y al entorno, donde las aves usaron sitios cercanos a remanentes de pastizal natural con menor proporción de borde (i.e., más circulares) y sitios cercanos a arboledas y lejanos de arroyos. Además, las aves granívoras y omnívoras tendieron a usar sitios con mayor área de pastura, y algunas especies se vieron afectadas negativamente por el área de cultivos anuales en el sitio. Los sitios ubicados sobre remanentes de pastizal natural mostraron una probabilidad de uso mayor al 40%. Estos sitios además contuvieron los mayores números de especies detectadas (i.e., más de la mitad de las especies fueron detectadas en al menos el 30% de estos sitios). Estos resultados confirman la dependencia de estas especies por los remanentes de pastizal natural durante la temporada reproductiva. A lo largo de tres temporadas reproductivas consecutivas (2018–2019, 2019–2020 y 2020-2021), se realizó la búsqueda sistemática y monitoreo de nidos de las aves en distintos remanentes de Pastizal Serrano, localizándose un total de 222 nidos. Los mismos fueron construidos sobre el nivel suelo hasta una altura máxima de 70 cm, en plantas soporte que variaron desde 40 a 160 cm de altura. Las especies seleccionaron sitios de nidificación en base a la estructura y altura del pastizal, donde el pajonal fue el ambiente con mayor densidad de nidos. El porcentaje de ocultamiento de los nidos estuvo entre 50-100% para todas las especies. Los sitios de nidificación se distribuyeron a lo largo de un

gradiente de vegetación, donde algunas especies fueron más generalistas, otras utilizaron vegetación más baja y esparcida, y otras relativamente alta y densa. Pese a estas diferencias, la mayoría de los nidos fue construido en pajonal donde la gramínea nativa Paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) fue la especie más seleccionada como planta soporte, resaltando la importancia de estos pajonales para la reproducción del ensamble de aves de pastizal de la región. La temporada reproductiva de las aves de pastizal abarcó seis meses, desde fines de septiembre hasta principios de marzo, donde la mayoría de las nidadas se concentraron entre octubre y enero, siendo noviembre el mes con mayor inicio de nidadas. Los picos de inicio de nidada en las aves granívoras fueron a fines de primavera y en el inicio del verano. Las aves omnívoras presentaron la actividad reproductiva más extensa, en el tiempo. Las aves insectívoras iniciaron tempranamente en la primavera. Estos patrones podrían relacionarse con la disponibilidad de recursos en el pastizal (e.g., semillas e insectos). La productividad de las especies en general estuvo por encima de un volantón por nidada que inicio la puesta, pero para el Espartillero Pampeano (*Asthenes hudsoni*) y el Cachilo Canela (*Donacospiza albifrons*) fue preocupantemente baja, donde se necesitan al menos dos nidadas para producir un solo volantón. La supervivencia diaria a la depredación (en inglés, *Daily Survival to predation Rate*, DSpR), fue diferente para las especies, alcanzando mayores valores en el Tachurí Canela (*Polystictus pectoralis*) y el Verdón (*Embernagra platensis*). En cuanto a las variables de hábitat, el pajonal fue el ambiente con mayores valores de supervivencia diaria, donde la altura de construcción y el ocultamiento del nido estuvieron asociados positivamente con la supervivencia a la depredación. La supervivencia diaria a la depredación disminuyó a medida que avanzó la temporada. Los depredadores más abundantes detectados con el fototrampeo, el zorro pampeano (*Lycalopex gymnocercus*), el peludo (*Chaetophractus villosus*) y el gato montés (*Leopardus geoffroyi*), también fueron registrados depredando nidos y representaron el 89% de los eventos de depredación, siendo el zorro pampeano el depredador más detectado. Las defensas instaladas en los nidos redujeron la tasa de depredación, donde el 61% de los nidos protegidos fue exitoso, frustrando 55 intentos de depredación. No se observaron eventos asociados de abandono del nido en ninguna de las siete especies donde se implementó estas defensas. Al igual que en otros pastizales, la depredación fue la principal causa de fracaso reproductivo, representando casi un 80% de las pérdidas de nidadas. Este estudio es el primero en realizar un monitoreo exhaustivo de una muestra grande de nidos de las aves de pastizal en la región y en evaluar la influencia de características del hábitat sobre el uso de las distintas especies y su éxito reproductivo. Con los resultados de esta tesis se espera poder contribuir en la generación de herramientas de manejo y conservación de los pastizales nativos, y alertar sobre las consecuencias de la pérdida de este ecosistema único que representa la identidad natural y cultural de la región.

Abstract

The main objective of this thesis was to assess the factors that affect the assemblage of nesting grassland birds persistence in the Highland Grassland of Tandilia Mountain System, such as fragmentation, habitat composition and structure, reproductive success and predators. In particular, the objectives were to analyze the habitat characteristics that explain the use by some grassland birds; to describe the nesting sites of the species, assessing which variables are selected with respect to the available habitat; to describe the reproductive biology and basic reproductive parameters for some grassland birds; to analyze the nest failure causes and the relationship between habitat and temporal variables and survival to nest predation; to report nest predation events, predator assemblage, and efficiency in the use of nest defenses against predators. Finally, some management actions that could maximize the reproductive success of grassland birds in the Tandilia Mountain System were discussed. The study area includes the native grasslands of the Tandilia Mountains, located in the southeast of the Buenos Aires Province, within the Pampean ecoregion and considered a Valuable Grassland Area. During the 2020-2021 breeding season, 126 points were surveyed monthly, and occupancy models were used to analyze the effect of habitat variables on the probability of use of each grassland bird species. 18 species were detected in the study area. Habitat use of grassland birds was affected by landscape characteristics in the Highland Grassland. A strong association was found with some grassland and environment variables, where the birds used sites close to natural grassland remnants with a lower border proportion (i.e., more circular) and sites close to trees and far from streams. In addition, granivorous and omnivorous birds tended to use sites with larger pasture area, and some species were negatively affected by the area of annual crops on the site. The sites located on natural grassland remnants showed a probability of use greater than 40%. These sites also contained the highest number of detected species (i.e., more than half of the species were detected at at least 30% of these sites). These results confirm the species dependence of natural grassland remnants during the breeding season. Throughout three consecutive breeding seasons (2018-2019, 2019-2020 and 2020-2021), a systematic search and monitoring of bird nests was carried out in different Highland Grassland remnants, founding a total of 222 nests. They were built above ground level up to a maximum height of 70 cm, on supporting plants that varied from 40 to 160 cm in height. The species selected nesting sites based on the grassland structure and height, where the “pajonal” was the grassland habitat with the highest nest density. The nest concealment percentage was between 50-100% for all species. Nesting sites were distributed along a vegetation gradient, with some species being more generalists, others using lower and sparse vegetation, and others relatively tall and dense one. Despite these differences, most of the nests were built in “pajonal” where the native tussock grass (*Paspalum quadrifarium*) was the most selected species as supporting plant, highlighting the importance of these grasslands for the reproduction of the assemblage of grassland birds in the region.

The breeding season of grassland birds spanned six months, from late September to early March, where most of the clutches were concentrated between October and January, with November being the month with the highest activity. Clutch initiation peaks in granivorous birds were in late spring and early summer. Omnivorous birds presented the most extensive reproductive activity, in time. Insectivorous birds started early in the spring. These patterns could be related to the availability of resources (e.g., seeds and insects). The productivity of the species in general was above one fledgling per clutch, but for the Hudson's Canastero (*Asthenes hudsoni*) and the Long-Tailed Reed-Finch (*Donacospiza albifrons*) it was worryingly low, where at least two clutches are needed to produce a single fledgling. Daily Survival to predation Rate (DSpR) was different for the species, reaching higher values in the Bearded Tachuri (*Polystictus pectoralis*) and the Great Pampa-Finch (*Embernagra platensis*). Regarding the habitat variables, the "pajonal" was the grassland habitat with the highest values of daily survival rate, where the nest height and concealment were positively associated with DSpR. This parameter decreased as the season progressed. The most abundant predators detected with camera trapping, the Pampas Fox (*Lycalopex gymnocercus*), the Hairy Armadillo (*Chaetophractus villosus*) and the Geoffroy's Cat (*Leopardus geoffroyi*), were also detected preying on nests and represented 89% of the predation events, being the Pampas Fox the most detected predator. Nest defenses reduced predation rates, where 61% of protected nests were successful, thwarting 55 predation attempts. Nest abandonment events were not observed in any of the seven species where these defenses were implemented. As in other grasslands, predation was the main cause of reproductive failure, representing almost 80% of clutch losses. This study is the first to comprehensively monitor a large sample of grassland bird nests in the region and to assess the influence of habitat characteristics on the use of different species and their reproductive success. With the results of this thesis, it is expected to contribute to the generation of management and conservation tools of native grasslands, and alert about the consequences of the loss of this unique ecosystem that represents the natural and cultural identity of the region.

Capítulo 1 – Introducción general

Marco teórico

Los ecosistemas de pastizal cubren entre el 31 y 42% de la superficie terrestre (Gibson 2009; Azpiroz *et al.* 2012). Los pastizales brindan una amplia gama de servicios ecosistémicos, tales como capturar carbono y actuar como reservorio de agua, proveer de sitios para la producción de alimentos basados en la cría de animales o cultivo de plantas, poseer un elevado valor cultural y recreativo, y hospedar una enorme biodiversidad (White *et al.* 2000; Gibson 2009). Su larga y continua historia de uso por parte de la humanidad, ha llevado en todos los continentes a un sostenido proceso de transformación de los pastizales, provocando que en la actualidad se encuentren amenazados por su conversión a tierras agrícolas, la fragmentación, la introducción de especies exóticas, la ganadería, la urbanización, y la desertificación (White *et al.* 2000; Miñarro y Bilenca 2008; Gibson 2009).

Se estima que el 70% de los pastizales a nivel mundial ha sido transformado por el ser humano (White *et al.* 2000). El aumento de la superficie cultivada y pastoreada fue en detrimento de los ambientes naturales, siendo los pastizales el bioma que más pérdida ha sufrido a nivel global (Gibson 2009). Si bien esta pérdida ocurrió en todos los continentes, los pastizales templados en América han sido los más afectados, conservándose sin cultivar o urbanizar apenas el 15% de su extensión (White *et al.* 2000, Gibson 2009). Particularmente, en América del Norte, tan solo queda el 9,4% de los pastizales altos nativos, mientras que en América del Sur se estima que queda un 21% de los pastizales naturales (Gibson 2009). A esta problemática, se suma la escasez de áreas protegidas, donde por ejemplo, en los pastizales templados de la Pampa argentina, tan solo el 1% de este ecosistema se encuentra protegido (Hoekstra *et al.* 2004; Gibson 2009; Henwood 2010). La elevada tasa de conversión de este ambiente y su escasa protección hacen de los pastizales uno de los biomas más amenazados del planeta, lo que pone en peligro el mantenimiento de la biodiversidad que estos albergan (Hoekstra *et al.* 2004; Gibson 2009; Watson *et al.* 2016).

En la región Pampeana de Argentina los pastizales naturales quedaron relegados a zonas donde las condiciones de suelo y precipitaciones no favorecen la agricultura extensiva (Baldi *et al.* 2006). Estas limitaciones han sostenido la existencia de remanentes aislados de pastizal nativo, pero debido al avance y accesibilidad de nuevas tecnologías, la integridad de estos últimos remanentes corre grave peligro (Herrera *et al.* 2009). A su vez, la gran mayoría de los pastizales naturales remanentes son utilizados como áreas de pastoreo con distinta intensidad (Isacch y Cardoni 2011; Vaccaro *et al.* 2020). Este es el caso del sudeste pampeano, donde las sierras y cerrilladas bonaerenses con sus pendientes pronunciadas, suelos poco profundos y roca madre

expuesta, impiden el uso de labranza sobre los pastizales naturales (Herrera *et al.* 2017). Por lo tanto, estos ambientes son utilizados para el pastoreo extensivo del ganado bovino (Herrera y Laterra 2011; Matteucci 2012). Sin embargo, en las últimas décadas esta zona ha sufrido un considerable aumento del reemplazo de pastizales naturales por pasturas exóticas de mayor valor nutricional para el ganado, lo que hace que los pastizales nativos estén cada vez menos representados (Agra *et al.* 2015). Considerando la poca protección de los remanentes de pastizal natural y su constante proceso de cambio, el conocimiento de su funcionamiento y biodiversidad se torna de suma importancia para promover su conservación.

Las aves de pastizal son aquellas aves que se han adaptado o son dependientes de los pastizales para realizar una parte o la totalidad de su ciclo de vida (Vickery *et al.* 1999). En las últimas décadas las aves de pastizal han recibido especial atención debido a sus notables declinaciones poblacionales a nivel mundial (Di Giacomo 2010; Azpiroz *et al.* 2012; Rosenberg *et al.* 2019). Con la reducción extrema de los pastizales pampeanos, muchas aves propias de este hábitat se han extinguido, sus poblaciones han sido drásticamente diezmadas y/o han desaparecido de la mayoría de sus áreas de distribución históricas (Azpiroz *et al.* 2012). Es por esto que los remanentes de pastizal natural del sudeste pampeano representan hábitats de gran valor de conservación para este ensamble de aves, al actuar como refugios para su alimentación, nidificación y otros aspectos de su ciclo de vida (Cozzani y Zalba 2009; Cardoni *et al.* 2012; Pretelli *et al.* 2013).

En algunas regiones del mundo como Norteamérica, Europa y Australia se conoce bien el impacto que poseen la retracción y modificación de los pastizales naturales sobre las aves (Donald *et al.* 2006; Attwood *et al.* 2009; Rosenberg *et al.* 2019). En la región Pampeana quedan interrogantes que atender (Azpiroz *et al.* 2012). Por ejemplo, para el sudeste pampeano poco se sabe cómo las aves responden a la fragmentación del pastizal natural, así como a la matriz de paisaje que rodea los parches remanentes (Pretelli 2015). Debido a que las diferentes especies tienen requisitos específicos, las características del hábitat pueden tener efectos distintos dependiendo del gremio alimenticio al cual las aves pertenecen (Goijman *et al.* 2015). Esto plantea el interrogante acerca de si las respuestas a la fragmentación del pastizal en la región serán heterogéneas de acuerdo a cada grupo funcional (Blondel 2003; Sekercioglu 2006), por lo que entender estas respuestas permitirá identificar cuáles serían las condiciones del hábitat adecuadas para la persistencia de las aves de pastizal en la región.

Debido a que la provisión de sitios de nidificación es un factor importante que determina la distribución de las aves en los pastizales pampeanos (Codesido *et al.* 2012), es de suma importancia evaluar las respuestas de las especies a las características del paisaje durante la temporada reproductiva. Durante este período crítico, los individuos buscarán hábitats adecuados para nidificar, que predominantemente suelen ser ambientes dominados por pastizales naturales con diferentes características (Comparatore *et al.* 1996; Cozzani y Zalba 2009; Pretelli *et al.*

2013). En los pastizales pampeanos las especies de aves muestran diferentes requisitos de nidificación. Así por ejemplo, mientras algunas especies como el Pico de Plata (*Hymenops percipillatus*) y el Pecho Amarillo Chico (*Pseudoleistes virescens*) seleccionan pastizales altos para nidificar (Pretelli y Isacch 2013), otras como el Espartillero Pampeano (*Asthenes hudsoni*) y la Cachirla Pálida (*Anthus hellmayri*) lo hacen en pastizales más heterogéneos (Trofino-Falasco *et al.* 2022; Colombo y Segura 2023), y otras como la Loica Pampeana (*Leistes defilippii*) y el Cachilo Ceja Amarilla (*Ammodramus humeralis*) nidifican en pastizales más cortos con bajos niveles de disturbio (Cozzani *et al.* 2004; Colombo *et al.* 2021). Por lo tanto, las características de estos ambientes y la matriz del paisaje circundante influirán de forma diferente en la presencia y reproducción de las aves de pastizal (Winter y Faaborg 1999; Herkert *et al.* 2003; Askins *et al.* 2007).

Además de las características propias del pastizal, las aves también responden a la disponibilidad de alimento, donde la abundancia de recursos alimenticios es un factor crucial que rige el “*timing*” o fenología de las actividades reproductivas (Poulin *et al.* 1992; Isacch y Martínez 2001). En este sentido, los eventos reproductivos suelen sincronizarse con los momentos con mayor disponibilidad de recursos para maximizar la producción y el crecimiento de los pichones (McKinnon *et al.* 2012). Así por ejemplo, en la región Pampeana se observó que a lo largo de la temporada reproductiva, la disponibilidad de semillas e insectos afectan la fenología de los distintos gremios tróficos de aves de pastizal (Isacch y Martínez 2001; Pretelli 2015). Sin embargo, esta relación varía según las condiciones climáticas y a las actividades productivas que se realicen en los sitios reproductivos (Poulin *et al.* 1992; Stanton *et al.* 2018).

Gran parte de las tendencias poblacionales de las aves está directamente relacionada con su éxito reproductivo, pudiendo asociarse muchas caídas poblacionales con este parámetro (Newton 2004; Xiao *et al.* 2017). En aves de pastizal se han identificado dos procesos principales que limitan el éxito reproductivo: el sobrepastoreo y la depredación de nidos (Azpiroz *et al.* 2012). El sobrepastoreo modifica la estructura de la vegetación condicionando la selección del hábitat, abundancia, productividad y distribución de las aves de pastizal (Bowles 1993). La fragmentación y pérdida de estructura del pastizal producto del sobrepastoreo también reducen la supervivencia de los nidos, haciéndolos más accesibles a los depredadores (Vickery *et al.* 1999). Por este motivo, la depredación de nidos en sistemas pastoreados es la principal causa de fracaso reproductivo donde alcanza valores de hasta el 75% (Di Giacomo *et al.* 2010; Cozzani y Zalba 2012; Colombo *et al.* 2021). Además, las especies que usan los pastizales fragmentados y degradados como sitios de nidificación ven su éxito reproductivo afectado por la reducción de sitios aptos para nidificar, la disminución de ítems presa para alimentar a sus crías y el aumento en la abundancia de ciertos depredadores que se ven favorecidos por las prácticas agrícolas y ganaderas (Zalba y Cozzani 2004; Lloyd y Martin 2005).

Generar mayor conocimiento acerca de los interrogantes y aspectos anteriormente planteados, permitirá diseñar estrategias de manejo para las aves de pastizal de la región. Estas acciones no pueden depender exclusivamente de las áreas protegidas, sino que se deben basarse también en el desarrollo de actividades productivas sustentables, que compatibilicen conservación y los intereses de los productores en un contexto de rápida transformación de los pastizales naturales (Isacch y Cardoni 2011; Azpiroz *et al.* 2012). Mientras este estado de transformación continúa, la información sobre la biología reproductiva de las aves del pastizal pampeano es relativamente escasa (Cozzani *et al.* 2004; Di Giacomo *et al.* 2011b; Cardoni *et al.* 2012; Pretelli y Isacch 2013; Colombo *et al.* 2021). Si bien en algunas especies esta información está bien documentada, para una gran cantidad de especies (incluso consideradas como “comunes” o abundantes) los datos disponibles sobre los parámetros reproductivos provienen únicamente de registros aislados de nidadas (de la Peña 2013; Xiao *et al.* 2017). En este sentido, la alta tasa de pérdida de los pastizales, la elevada cantidad de especies amenazadas que estos albergan, y el hecho de que las respuestas a las características del hábitat son especie-específicas, hacen de la investigación sobre el efecto de la fragmentación y modificación de los pastizales naturales sobre las aves de la región una necesidad imperativa para generar recomendaciones para su conservación.

Justificación del objeto de estudio

Los pastizales del sureste de Sudamérica (SESA), abarcan el este y nordeste argentino, el sur paraguayo, el sur brasilero, y Uruguay, y conforman uno de los ambientes de pastizal más extenso del Neotrópico (Azpiroz *et al.* 2012). Estos pastizales albergan una diversa avifauna con 109 especies registradas, donde la pérdida y degradación de los mismos ha provocado que actualmente 22 de estas especies se encuentren categorizadas como amenazadas o casi amenazadas de extinción (Azpiroz *et al.* 2012). Estas características llevan a que los pastizales del SESA sean reconocidos como especialmente importantes para la conservación de la avifauna (White *et al.* 2000).

Específicamente, dentro del SESA, la intensa agriculturización de la región Pampeana ha afectado a las poblaciones de aves a escala regional, provocando reducciones de su abundancia, cambios en sus rangos de distribución e incluso extinciones locales (Tubaro y Gabelli 1999; Di Giacomo y Di Giacomo 2004; Filloy y Bellocq 2007; Codesido *et al.* 2011; Azpiroz *et al.* 2012). Dado que la agriculturización genera una modificación y pérdida de hábitat que usualmente resulta en una fragmentación del hábitat (Fahrig 2013), en el sur de la región Pampeana el pastizal se encuentra confinado a “islas” rodeadas de centros urbanos, forestaciones y cultivos, donde el Sistema de Tandilia no es la excepción (Soriano *et al.* 1991).

A pesar de la diversidad de estudios que han abordado diferentes aspectos de las aves de pastizal en el SESA (Azpiroz *et al.* 2012), pocos estudios se han enfocado en analizar el ensamble de aves asociado a los pastizales nativos en el sur de la región Pampeana (Comparatore *et al.* 1996; Isacch y Martínez 2001; Cozzani y Zalba 2009; Pretelli *et al.* 2015; Bahía y Zalba 2019). Si bien en esta región se ha abordado las relaciones entre el ensamble de aves de pastizal y los pastizales nativos altos de Cortadera (*Cortaderia selloana*; Pretelli *et al.* 2013), o el Pastizal Serrano del Sistema de Ventania (Cozzani y Zalba 2009), el Sistema de Tandilia ha sido pobremente explorado en términos de su avifauna, donde se ha abordado principalmente el impacto que las forestaciones tienen en ella (Braccalente 2010). En este sistema serrano, a pesar de ser considerado un Área Valiosa de Pastizal y actuar como refugio para muchas especies (Bilenca y Miñarro 2004), aún se desconoce como las diferentes especies del ensamble de aves de pastizal responden a las variables de este hábitat nativo, y es un escenario interesante para analizar las características y respuestas propias en este sistema. Además, el Sistema de Tandilia todavía carece de áreas efectivamente protegidas (Bilenca y Miñarro 2004), por lo que la necesidad de identificar los fragmentos o conjunto de fragmentos de pastizal más relevantes en términos de conservación es urgente para proteger estos sitios.

Objetivos de la tesis

El objetivo general de esta tesis fue evaluar los factores que afectan la persistencia del ensamble reproductivo de aves de pastizal (fragmentación, composición y estructura de hábitat, éxito reproductivo y depredadores) en un sistema de remanentes de Pastizal Serrano de alto valor de conservación del Sistema de Tandilia. Para cumplir con este propósito se plantearon una serie de objetivos específicos:

1. Describir las variables del hábitat asociadas con el uso de las aves de pastizal durante la temporada reproductiva.
2. Identificar los ambientes reproductivos y analizar la selección de sitios de nidificación de las principales especies en función de la estructura y composición del pastizal.
3. Estimar los principales parámetros reproductivos de las aves de pastizal (extensión de la temporada reproductiva, fenología, historias de vida y parámetros asociados al éxito reproductivo).
4. Evaluar la supervivencia a la depredación de los nidos de aves de pastizal, así como la influencia de variables de hábitat y temporales. Caracterizar el ensamble de depredadores y evaluar el uso de defensas en los nidos contra los depredadores.

5. Identificar medidas de manejo que pueden maximizar el éxito reproductivo de las aves de pastizal en el Pastizal Serrano del Sistema de Tandilia.

Estructura de la tesis

La tesis está organizada en siete capítulos. En el presente capítulo de Introducción se encuentra el marco teórico, la relevancia y los objetivos de la tesis. En el **Capítulo 2** se describen el área y las especies de estudio, con énfasis en el Pastizal Serrano; y se detallan los métodos generales de búsqueda y monitoreo de nidos, así como el marco conceptual del análisis de los datos. En los siguientes cuatro capítulos (del 3 al 6) se desarrollan los cuatro objetivos específicos, uno por capítulo. En el **Capítulo 3** se analizan las características del hábitat que explican el uso de los sitios por algunas especies de aves de pastizal. En el **Capítulo 4** se describen los sitios de nidificación de las especies, y se analiza qué variables son seleccionadas respecto al hábitat disponible. En el **Capítulo 5** se presentan características generales de la biología reproductiva y los parámetros reproductivos básicos para 10 aves de pastizal. En el **Capítulo 6** se analizan las causas de fracaso de las nidadas, y se evalúa la relación entre las variables de hábitat y temporales en la supervivencia a la depredación de los nidos. Se reportan además eventos de depredación de nidos, el ensamble de depredadores, y la eficiencia en el uso de defensas contra depredadores en los nidos. Finalmente en el **Capítulo 7** se resumen las principales conclusiones de la tesis y se discuten medidas de manejo que podrían maximizar el éxito reproductivo de las aves de pastizal en el sistema serrano de Tandilia.

Capítulo 2 – Área de estudio y metodología general

Área de estudio

El área de estudio comprende los pastizales nativos de las serranías de Tandilia, ubicadas en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, y pertenece a la ecorregión Pampeana (Cabrera 1971) (Fig. 2.1). El paisaje se caracteriza por una asociación de relieves serranos con amplios sectores circundantes pedemontanos que se extienden en una diagonal NW-SE por unos 350 km entre las ciudades de Olavarría (36°54'S 60°20'W) y Mar del Plata (38°00'S 57°33'W), abarcando un área aproximada de 12.314 km² y alcanzando una altura máxima de 524 m.s.n.m. (Dalla Salda *et al.* 2006). El clima es templado-frío, con una temperatura media de 21°C en el mes más cálido y de 6,3°C en el mes más frío. La precipitación media anual es de 850 mm y presenta dos picos, uno en otoño y otro en primavera (Valicenti *et al.* 2010; Matteucci 2012).

Aunque era una rica zona de pastizales de la región Pampeana, la mayoría de las áreas inter-serranas están hoy convertidas en sistemas agrícolas sufriendo un retroceso preocupante (Sabatino *et al.* 2010). Toda la región está comprendida en la denominada “Cerrilladas - Llanura periserrana del Sistema de Tandilia” considerada Área Valiosa de Pastizal (Bilenca y Miñarro 2004). Como consecuencia de la retracción de los pastizales pampeanos, este sistema montañoso está severamente fragmentado (Herrera *et al.* 2017), y los pastizales nativos de las serranías sobreviven en unos pocos miles de remanentes pequeños (Fig. 2.2). Los remanentes de Pastizal Serrano representan focos importantes de biodiversidad, especialmente de especies endémicas (Kristensen *et al.* 2014; Schwerdt *et al.* 2014; Gilarranz *et al.* 2015; Martínez-Aguirre *et al.* 2021; Vera *et al.* 2023). La gran mayoría de los remanentes de pastizal se encuentran en propiedades privadas destinadas principalmente a la cría de ganado bovino. Sólo hay tres áreas protegidas en las serranías de Tandilia, y estas son: la Reserva Municipal “Sierra del Tigre” en el Partido de Tandil, la Reserva Privada “Paititi” en el Partido de General Pueyrredón, y la Reserva Natural “Boca de las Sierras” en el Partido de Azul.

La vegetación nativa del Pastizal Serrano se compone de una estepa herbácea dominada por los géneros de gramíneas *Stipa*, *Piptochaetium*, *Paspalum*, *Festuca* y *Poa*, con parches de arbustos de los géneros *Colletia*, *Baccharis* y *Eupatorium*, así como helechos, que incluyen a las especies *Anemia tomentosa* y *Pellaea ternifolia* (De la Sota 1967; Cabrera 1971; Valicenti *et al.* 2010). Los endemismos del Pastizal Serrano incluyen especies vegetales como *Baccharis tandilensis*, *Mimosa tandilensis*, *Lepidium tandilense* (Bilenca y Miñarro 2004; Herrera *et al.* 2019) y animales como el Sapito de las sierras (*Melanophryniscus nigricans*; Martínez-Aguirre *et al.* 2021), y dos lagartijas (*Liolaemus absconditus* y *Liolaemus tandiliensis*; Vera *et al.* 2021). También están presentes especies vegetales exóticas invasoras, como el Cardo negro (*Cirsium vulgare*), la Zarzamora (*Rubus ulmifolius*), la Retama (*Spartium junceum*), la Retamilla (*Genista monspessulana*), y la Acacia negra (*Acacia melanoxylon*), entre las más representadas (Márquez *et*

al. 2019). Según el grupo ecológico vegetal dominante se pueden distinguir ambientes como “flechillar” (dominado por los géneros *Stipa* y *Piptochaetium*), “pajonal” (dominado por *Paspalum* y *Cortaderia*), y “arbustal” (dominado por arbustos nativos y/o exóticos) (Fig. 2.3, Valicenti *et al.* 2010).



Figura 2.1. Paisaje típico de las serranías de Tandilia donde se observan los roquedales expuestos y las comunidades vegetales del Pastizal Serrano. Foto: I. Berkunsky.

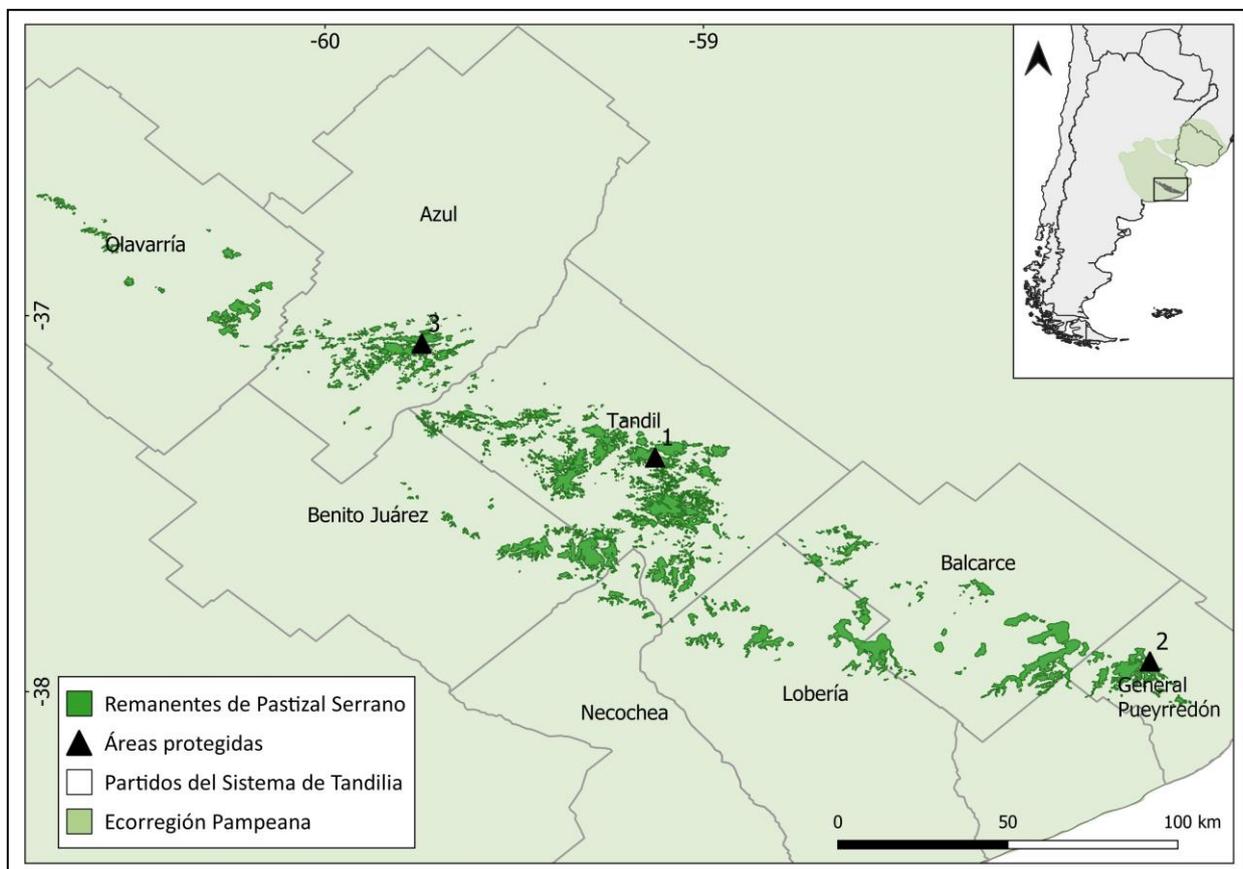


Figura 2.2. Remanentes de Pastizal Serrano (en verde oscuro) y áreas protegidas en el Sistema de Tandilia, ecorregión Pampeana: (1) Reserva Municipal “Sierra del Tigre”, (2) Reserva Privada “Paititi”, y (3) Reserva Natural “Boca de las Sierras”.

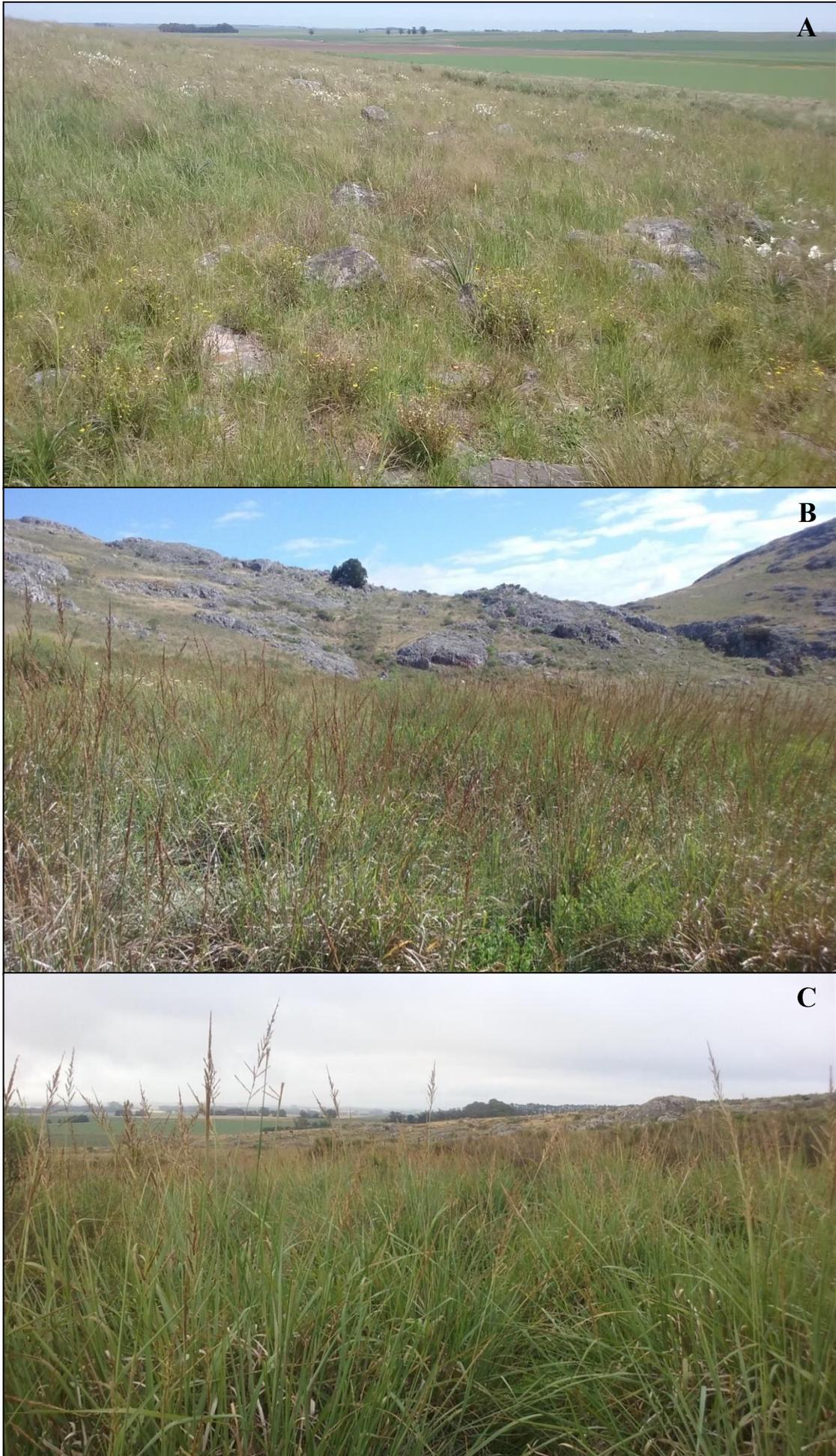


Figura 2.3. Ambientes de (A) “flechillar” y (B y C) “pajonal” en el Pastizal Serrano del Sistema de Tandilia.

Metodología general

Especies estudiadas

Las especies estudiadas en esta tesis son típicas de hábitat de pastizal o muestran una fuerte asociación a pastizales, con diferencias notables en cuanto a la tolerancia a las actividades productivas y categorías de conservación (Azpiroz *et al.* 2012). Dentro de las especies más amenazadas que se estudiaron se incluyen el Espartillero Pampeano (*Asthenes hudsoni*) y el Tachurí Canela (*Polystictus pectoralis*) (Azpiroz *et al.* 2012; Fig. 2.4). Estas especies habitan pastizales con baja intensidad de pastoreo, toleran algunas especies vegetales exóticas como el cardo negro (*Cirsium vulgare*), y utilizan matrices de pasto corto y alto para alimentarse y nidificar (Isacch y Cardoni 2011; Trofino-Falasco *et al.* 2022). Ambas especies se asocian a pastizales y pajonales húmedos, y en Argentina están consideradas como “Amenazada” y “Vulnerable”, respectivamente (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable y Aves Argentinas 2017).

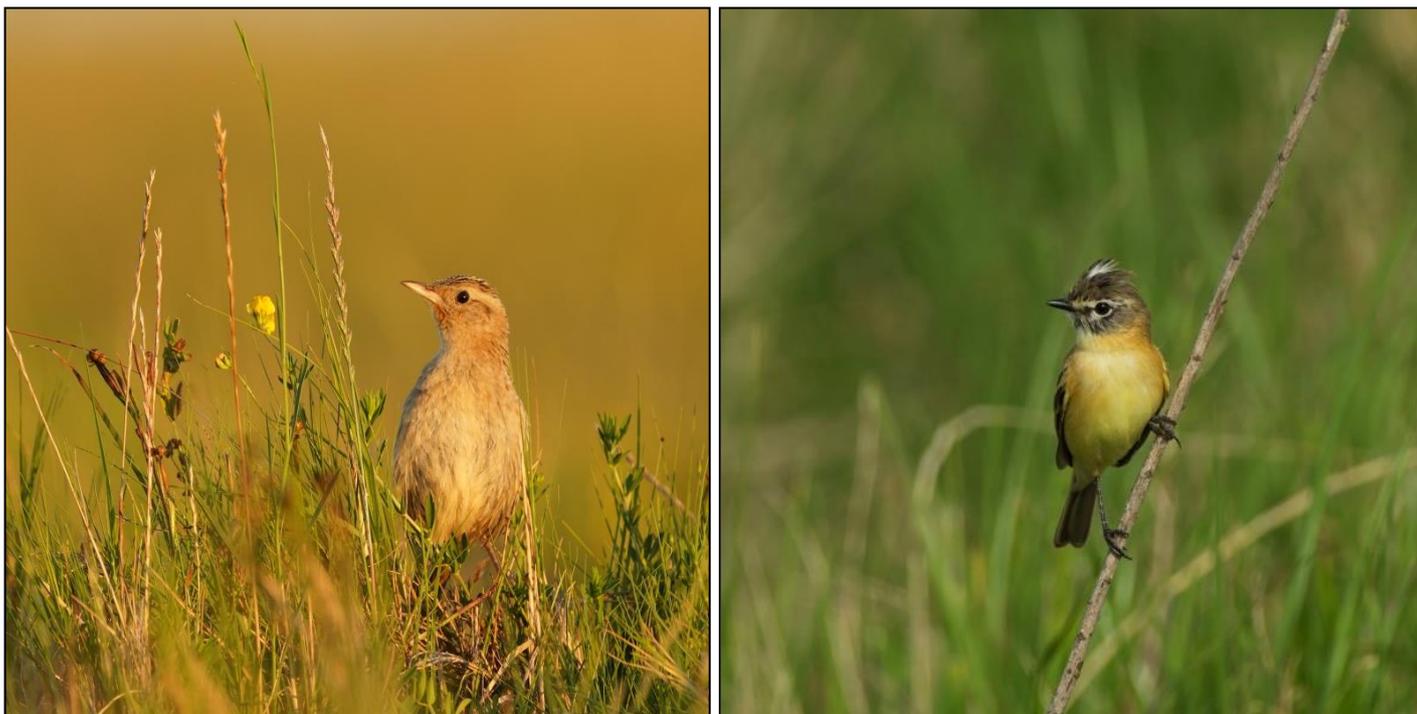


Figura 2.4. (A) Espartillero pampeano (*Asthenes hudsoni*) y (B) Tachurí Canela (*Polystictus pectoralis*), dos especies estudiadas en esta tesis que se encuentran amenazadas a nivel global y nacional.

Algunas especies asociadas a pastizales altos y densos como el Pico de Plata (*Hymenops perspicillatus*), la Ratona Aperdizada (*Cistothorus platensis*), el Pecho Amarillo Chico (*Pseudoleistes virescens*), y el Verdón (*Embernagra platensis*), son abundantes en valles húmedos y quebradas donde predominan gramíneas como *Paspalum quadrifarium* y *Cortaderia selloana* (Cozzani y Zalba 2009; Pretelli y Isacch 2013) (Fig. 2.5). La Ratona Aperdizada si bien a nivel

local es escasa (Narosky y Di Giacomo 1993), no está considerada como amenazada (BirdLife International 2023).



Figura 2.5. Algunas de las especies de aves estudiadas que se asocian a pastizales altos: (A) Pico de Plata (*Hymenops perspicillatus*), (B) Ratona Aperdizada (*Cistothorus platensis*), (C) Pecho Amarillo Chico (*Pseudoleistes virescens*) y (D) Verdón (*Embernagra platensis*).

Entre las especies particularmente abundantes en ambientes serranos se incluyen a la Loica (*Leistes loyca*), el Misto (*Sicalis luteola*) y el Cachilo Canela (*Donacospiza albifrons*) que suelen asociarse a cerros con presencia de pajonales y arbustos nativos del género *Baccharis* (Di Giacomo 2005; Cozzani y Zalba 2009; Lopes 2017; Cavalli *et al.* 2022) (Fig. 2.6). Por otro lado, en la región son abundantes las perdices, como la Colorada (*Rhynchotus rufescens*) y el Inambú Campestre (*Nothura maculosa*), que aunque no están amenazadas a nivel global, están bajo presión cinegética (Codesido *et al.* 2011) (Fig. 2.6).



Figura 2.6. Algunas especies de aves estudiadas que habitan el Pastizal Serrano: (A) Loica (*Leistes loyca*), (B) Misto (*Sicalis luteola*), (C) Cachilo Canela (*Donacospiza albifrons*) y (D) Inambú Campestre (*Nothura maculosa*).

Entre las especies que habitan el Pastizal Serrano pero que no son exclusivas de un tipo de vegetación en particular, se incluyen a las Cachirlas (género *Anthus*), el Cachilo Ceja Amarilla (*Ammodramus humeralis*), el Chingolo (*Zonotrichia capensis*), el Pecho Colorado Chico (*Leistes superciliaris*) y el Corbatita (*Sporophila caerulescens*) (Azpiroz *et al.* 2012, Colombo *et al.* 2021).

La Tabla 2.1 lista las especies estudiadas en esta tesis. Para algunos análisis (ver Capítulos 3 y 5), las aves de pastizal se agruparon en gremios tróficos considerando el componente alimenticio mayoritario de su dieta (Zotta 1940; de la Peña 2011; Pretelli *et al.* 2018). En el gremio trófico de las granívoras se incluyó a *Ammodramus humeralis*, *Zonotrichia capensis*, *Sicalis luteola* y *Sporophila caerulescens*. El gremio de las omnívoras incluyó a *Rhynchotus rufescens*, *Nothura maculosa*, *Embernagra platensis*, *Poospiza nigrorufa* y *Donacospiza albifrons*. El gremio de las insectívoras incluyó a *Asthenes hudsoni*, *Polystictus pectoralis*, *Hymenops perspicillatus*, *Cistothorus platensis*, *Anthus spp.*, *Leistes superciliaris*, *Leistes loyca* y *Pseudoleistes virescens* (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Aves de pastizal estudiadas en el Sistema de Tandilia durante las temporadas reproductivas 2018-2021. Las especies fueron ordenadas sistemáticamente siguiendo a Prum *et al.* (2015). Se indican los nombres comunes, así como el gremio trófico al cual fueron asignadas.

Especie	Nombre común	Gremio trófico
<i>Rhynchotus rufescens</i>	Colorada	Omnívoras
<i>Nothura maculosa</i>	Inambú Campestre	Omnívoras
<i>Anas georgica</i>	Pato Maicero	-
<i>Asthenes hudsoni</i>	Espartillero Pampeano	Insectívoras
<i>Polystictus pectoralis</i>	Tachurí Canela	Insectívoras
<i>Hymenops perspicillatus</i>	Pico de Plata	Insectívoras
<i>Cistothorus platensis</i>	Ratona Aperdizada	Insectívoras
<i>Anthus hellmayri</i>	Cachirla Pálida	Insectívoras
<i>Anthus chacoensis</i>	Cachirla Trinadora	Insectívoras
<i>Anthus furcatus</i>	Cachirla Uña Corta	Insectívoras
<i>Anthus correndera</i>	Cachirla Goteada	Insectívoras
<i>Ammodramus humeralis</i>	Cachilo Ceja Amarilla	Granívoras
<i>Zonotrichia capensis</i>	Chingolo	Granívoras
<i>Leistes superciliaris</i>	Pecho Colorado Chico	Insectívoras
<i>Leistes loyca</i>	Loica	Insectívoras
<i>Pseudoleistes virescens</i>	Pecho Amarillo Chico	Insectívoras
<i>Sicalis luteola</i>	Misto	Granívoras
<i>Sporophila caerulescens</i>	Corbatita	Granívoras
<i>Embernagra platensis</i>	Verdón	Omnívoras
<i>Poospiza nigrorufa</i>	Sietevestidos Pampeano	Omnívoras
<i>Donacospiza albifrons</i>	Cachilo Canela	Omnívoras

Búsqueda y monitoreo de nidos

Durante tres temporadas reproductivas consecutivas: 2018–2019, 2019–2020 y 2020–2021, desde principios de octubre hasta mediados de marzo; se realizó la búsqueda sistemática de nidos de las aves en cinco remanentes de Pastizal Serrano localizados en los alrededores de las localidades de Tandil, María Ignacia y Estación López (Fig. 2.7). La superficie total de estos remanentes fue de 6248 ha, donde se pudo acceder a algunas de las propiedades privadas ubicadas sobre los mismos. La superficie total recorrida durante los monitoreos de nidos fue de 488 ha, que representó un 8% de la superficie de los remanentes de Pastizal Serrano muestreados (ver áreas cuadrículadas en la Figura 2.7).

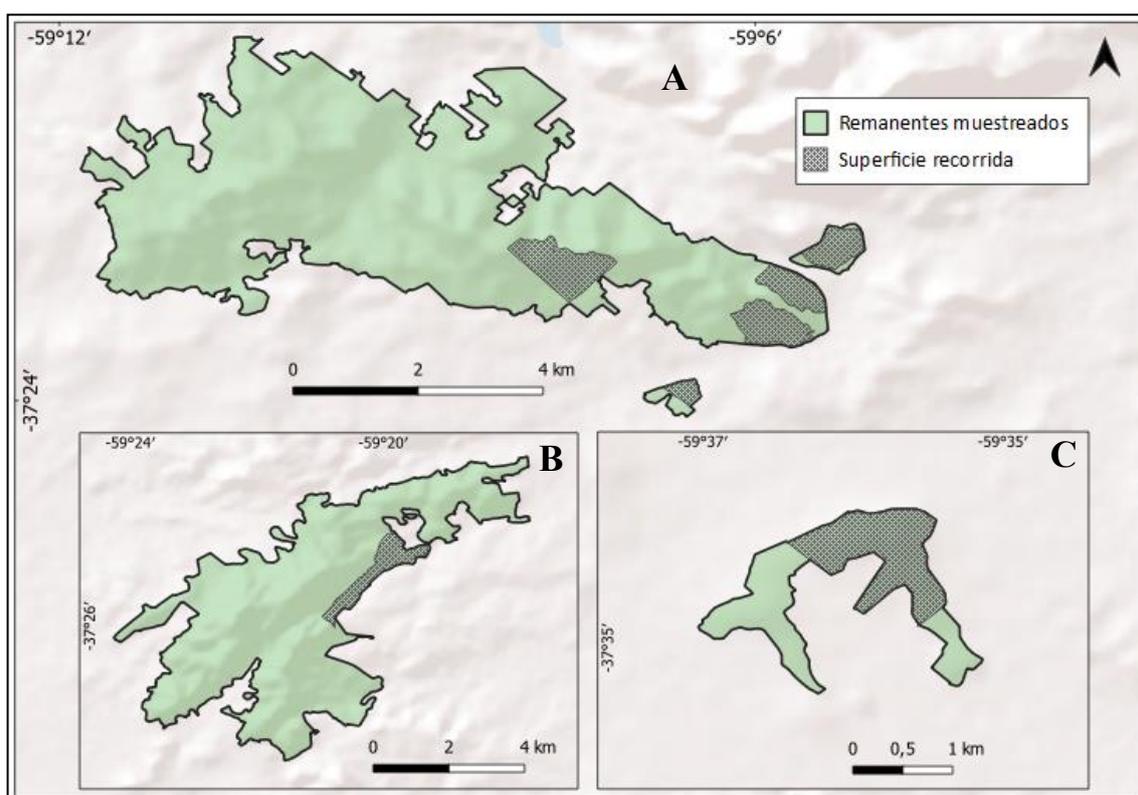


Figura 2.7. Remanentes de Pastizal Serrano del Sistema de Tandilia cercanos a las localidades de Tandil, María Ignacia y Estación López (A, B y C, respectivamente), con sus superficies recorridas durante los monitoreos de nidos de aves de pastizal en las temporadas reproductivas 2018–2019, 2019–2020 y 2020–2021.

Los nidos se localizaron caminando intensivamente dentro de cada sitio (Fig. 2.8) y mediante la observación directa del comportamiento reproductivo de las aves, como la vocalización de la pareja, el acarreo de material de construcción del nido y de alimento para los pichones por parte de los adultos (Martin y Geupel 1993; Cardoni *et al.* 2012; Colombo *et al.* 2021). Una vez que se encontró un nido, se registró su posición con GPS (Garmin International, Olathe, Kansas, USA) y se colocó una pequeña cinta de color (de unos 5 cm adherida a una mata

cercana) para facilitar su reubicación (Fig. 2.8). La cinta ayudó a localizar el nido, particularmente en zonas de pastizal muy denso, disminuyendo el tiempo en el sitio de nidificación. Es poco probable que este tipo de marca sea utilizada como señal por los depredadores que se encuentran presentes en nuestra área de estudio (Jacobson *et al.* 2011). Los nidos se visitaron cada 2–4 días, y en cada visita se registró la cantidad de huevos y/o pichones. Los nidos fueron visitados hasta que estos tuvieron éxito (i.e., produjeron al menos un volantón) o bien fracasaron.

Para cada nido se estableció: 1) la fecha de inicio del nido (i.e., la puesta del primer huevo); 2) la fecha de inicio del período de incubación; 3) la fecha de eclosión (i.e., la fecha en que eclosionó el primer huevo); 4) la fecha en que al menos un volantón abandonó exitosamente el nido o la fecha de fracaso, y en este último caso, 5) la causa de fracaso del nido (depredado o abandonado). El inicio de cada puesta se relativizó al 21 de septiembre, que fue la fecha de inicio de nido más temprana encontrada entre las tres temporadas (ver Capítulo 5).

Uso de cámaras trampa

Se utilizaron dos modelos de cámaras trampa (5210A LTL-Acorn y P8B20 Nano 8) para caracterizar el ensamble de depredadores de nidos en el sitio y para identificar eventos de depredación en nidos de las aves de pastizal (ver Capítulo 6). Para esto último, las cámaras se colocaron a un metro de los nidos (Fig. 2.8). Las cámaras se configuraron para que tomen una fotografía y un video de cinco segundos de duración en cada detección sin latencia entre disparos consecutivos.



Figura 2.8. (A) Búsqueda de nidos, (B) cinta para el marcaje de la zona de nidificación, (C y D) instalación de cámaras trampa para detectar depredadores de nidos.

Características de la vegetación

A partir de la temporada reproductiva 2019, una vez finalizada la actividad de cada nido, se caracterizó la vegetación asociada a cada sitio de nidificación y en puntos aleatorios dentro del área reproductiva, y se obtuvieron las dimensiones y otras variables asociadas al nido. Todas las medidas fueron tomadas en centímetros.

Características asociadas a los sitios de nidificación

Para caracterizar la estructura del pastizal en los sitios de nidificación se utilizó una regla graduada conocida como *Robel pole* que consta de 15 secciones de 10 cm, alternadas en colores blanco y rojo (Fig. 2.9; Robel *et al.* 1970). Esta regla se utilizó para registrar las siguientes medidas: (1) la altura promedio de la vegetación alrededor del nido (Altura alrededor), medida como la altura promedio desde el suelo hasta el extremo más alto de la vegetación en cada una de las cuatro direcciones cardinales (NSEW) centrado desde el nido y en un radio de 1 m, (2) la Tasa de Obstrucción de Vegetación (VOR por sus siglas en inglés *Visual Obstrucion Rate*; Robel *et al.* 1970). Para obtener los valores del VOR se registró el porcentaje de visualización de cada sección

del palo Robel, colocado en el centro de la planta soporte del nido, desde una distancia de 4 m y siempre en la misma dirección (orientada al norte) con los ojos del lector a una altura de 1 m.



Figura 2.9. (A) Regla graduada (*Robel pole*) o Palo Robel indicando el menor segmento visible. (B y C) Discos utilizados para estimar el porcentaje de ocultamiento de los nidos.

Valores de VOR más altos, denotan que esas secciones son más visibles, por lo tanto la densidad de la vegetación es baja, y (3) desde estas mismas orientación y distancia, se obtuvo una medida indirecta de la Estructura del pastizal (de ahora en adelante Estructura), calculada como la sección (medida en cm) más baja del palo de Robel que la vegetación permitía visualizar (Fig. 2.9). Esta última es una medida extremadamente confiable de la densidad de la vegetación en los pastizales (Robel *et al.* 1970).

Características asociadas a los nidos

Las características asociadas a las dimensiones de los nidos incluyeron: diámetro externo del nido (diámetro del nido) como el promedio entre los diámetros mayor y menor; y la profundidad de la cámara del nido (profundidad del nido) medida desde el borde hasta el fondo del nido. Con estas variables se calculó el volumen del nido (volumen = área * profundidad).

Las características asociadas con la construcción de los nidos incluyeron: (1) la altura del nido (medida como la distancia desde el suelo hasta la base del nido), (2) la altura de la planta soporte o sustrato-nido (altura máxima de la vegetación en la que se construyó el nido, llamada desde ahora como Altura), (3) el diámetro promedio de la planta soporte (calculado a partir del diámetro mayor y menor de la vegetación en la que se construyó el nido, y llamado desde ahora como Diámetro), (4) el ocultamiento del nido, determinado por el porcentaje de ocultamiento de un disco dibujado con una grilla de cuadros de 1 cm², de un área similar al nido y ubicado sobre el mismo (Davis 2005). Se tomó una fotografía desde una distancia de un metro desde el disco y posteriormente, se realizó el recuento de la cantidad de cuadros expuestos (i.e., no cubiertos por la vegetación) y se calculó el ocultamiento del nido como 1 menos la proporción de cuadros expuestos, de modo que los nidos mejor ocultos recibieron un valor más elevado que los más expuestos, (5) la especie vegetal de la planta soporte del nido, y (6) el tipo de ambiente de pastizal donde fue construido el nido (Fig. 2.9).

Marco conceptual del análisis de datos

Se utilizaron modelos para relacionar variables ambientales y/o temporales con el uso de hábitat de las aves de pastizal y la supervivencia de nidos. Este enfoque adoptado para el análisis de datos biológicos tiene una serie de ventajas comparado con las pruebas de hipótesis tradicionales, entre ellas, estimar la importancia relativa de muchas variables independientes y la posibilidad de hacer predicciones de la respuesta (Burnham y Anderson 2002).

Siendo la “realidad total” un concepto abstracto, los modelos son simplificaciones (construidas a partir de un set de datos que en última instancia provienen de esa realidad) que permiten hacer inferencias sobre la misma (Burnham y Anderson 2002). Dentro de un marco biológico dado y luego de una exploración de los datos, se pueden considerar más de un modelo como candidatos a explicar los procesos biológicos (Burnham y Anderson 2002). Es por eso que todos los modelos candidatos deben corresponderse con hipótesis biológicas relevantes (Grueber *et al.* 2011). La selección del “mejor modelo aproximado” entonces dependerá de cuál de los modelos esté mejor apoyado por los datos (Burnham y Anderson 2002). La teoría de la información de Akaike es una aproximación a este problema que permite cuantificar el grado de ajuste de los modelos, compararlos entre sí y seleccionar el mejor o hacer inferencia a partir de múltiples de ellos (Burnham y Anderson 2002; Burnham *et al.* 2011). Akaike se basó en la

función de verosimilitud y el concepto de la información de Kullback-Leibler (K-L, que representa la distancia entre un modelo y la realidad; Anderson *et al.* 2000; Burnham and Anderson 2002; Burnham *et al.* 2011) para deducir un criterio de información, denominado AIC (por sus siglas en inglés, “Akaike’s Information Criterion”), el cual estima la información K-L del modelo i (Anderson *et al.* 2000; Burnham *et al.* 2011).

Este criterio balancea la capacidad explicativa de un modelo (que disminuye el valor de AIC) con el número de parámetros necesarios para obtenerla (que aumenta el AIC), de manera que los mejores modelos (i.e., menor valor de AIC), son los que mejor explican la variabilidad de los datos y a la vez son más simples (Burnham *et al.* 2011). Para cada especie de estudio se construyeron modelos con distintas variables de interés para evaluar su efecto en la ocupación y supervivencia de los nidos. Se utilizó el criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc) para seleccionar los modelos. El AICc es una medida de la calidad relativa de los modelos donde lo importante es el valor relativo del AICc de los modelos considerados. Así, los modelos que mejor se ajustan a los datos son los que obtienen un valor de AICc más bajo (Burnham y Anderson 2002). En las estimaciones de ocupación y supervivencia también se incluyó un “modelo nulo” (modelo que considera a estos parámetros constantes, sin incluir variables explicativas) para obtener un valor promedio de la ocupación y supervivencia en la población estudiada. Se estimaron los valores de ΔAICc , es decir la diferencia entre el AICc de cada modelo con respecto al AICc del modelo con mayor soporte, para todos los modelos candidatos. Se consideraron los modelos candidatos con un ΔAICc igual o inferior a 2 como igualmente soportados, mientras que el ajuste a los datos de los modelos con valores superiores no se consideró plausible (Burnham y Anderson 2002).

Para las características asociadas a los nidos y parámetros básicos de biología reproductiva de las especies (Capítulos 4 y 5), se presentan las variables seleccionadas en la forma de promedio \pm error estándar. Más detalles del análisis de datos para cada capítulo en particular se detallan en la sección “Análisis de los datos” de cada uno. El nivel de significancia para las pruebas estadísticas fue $p < 0,05$. Todos los análisis de datos a lo largo de la tesis se realizaron en el software R (versión 3.6.3; R Core Team 2020).

Capítulo 3 – Las características del paisaje en el uso de hábitat de las aves de pastizal

Resumen

Los cambios en la composición del paisaje y uso del suelo de los pastizales pampeanos influyen sobre la distribución y abundancia de los gremios tróficos de aves de pastizal. Durante la temporada reproductiva, las aves pueden ser más sensibles a estos cambios, ya que es un período crítico en el ciclo de vida de las mismas. En este capítulo se modela la probabilidad de uso de las aves de pastizal en función de las características del hábitat durante la temporada reproductiva en una región con fragmentos de Pastizal Serrano en el Sistema de Tandilia. Entre septiembre de 2020 y marzo de 2021, se visitaron 126 puntos en siete oportunidades (una visita cada mes) y se registraron todas las aves detectadas dentro de un radio de 100 m. En un mapa de uso de suelo se estableció un buffer de 100 m de radio para cada punto muestreado, donde se calculó (a) el área cubierta por cada tipo de uso de suelo (i.e., arboleda, cultivo, pastura y pastizal natural), y (b) la distancia a algunos elementos del paisaje (i.e., arroyo, asentamiento humano, arboleda y remanente de pastizal natural). Para los remanentes de pastizal se calculó además el área total y la forma. Para cada especie se calculó el porcentaje de sitios donde fue detectada al menos una vez. Utilizando modelos de ocupación se analizó el efecto de las variables del hábitat sobre la probabilidad de uso de cada especie de ave de pastizal. Se detectaron 18 especies de aves de pastizal en la zona de estudio. La probabilidad de uso de las aves se vio afectada de forma diferente por las características del hábitat. En todos los gremios tróficos se encontró una asociación negativa fuerte entre la probabilidad de uso y la distancia al remanente de pastizal más cercano, la forma del mismo y la distancia a la arboleda más cercana. Se observó un efecto positivo entre la probabilidad de uso y las distancias al arroyo y al asentamiento humano. Las granívoras y omnívoras mostraron una relación positiva entre la mayor probabilidad de uso y el área cubierta por pastura. Los sitios ubicados sobre remanentes de pastizal natural mostraron una probabilidad de uso mayor al 40%. Estos sitios además contuvieron los mayores números de especies detectadas (i.e., más de la mitad de las especies fueron detectadas en al menos el 30% de estos sitios). Estos resultados confirman la dependencia de estas especies por los remanentes de pastizal natural durante la temporada reproductiva, por lo que mantener la integridad de estos remanentes es fundamental para la conservación de las aves de pastizal en la región.

Marco teórico

La ecorregión Pampeana sufrió una profunda transformación y los extensos pastizales originales han desaparecido, dando lugar a espacios hoy cubiertos por sistemas agrícolas (Baldi *et al.* 2006; Baldi y Paruelo 2008). Los pastizales nativos quedaron relegados a zonas con suelos no aptos para prácticas agrícolas, fragmentados y aislados en una matriz de cultivos anuales y pasturas (Bilenca y Miñarro 2004). Este proceso de agriculturización introdujo asentamientos humanos y otros nuevos elementos en los sistemas agrícolas, como árboles y otras leñosas que incluso invadieron pastizales nativos, bordes de caminos y arroyos (Ghersa *et al.* 2002; Chaneton *et al.* 2012). Estos cambios en la composición del paisaje y en el tipo de uso de la tierra influyen sobre la riqueza específica, distribución y abundancia de los distintos gremios tróficos de aves en los pastizales pampeanos (Codesido *et al.* 2008; Weyland *et al.* 2014).

La provisión de sitios de nidificación es un factor importante que determina la distribución de las aves en los pastizales pampeanos (Codesido *et al.* 2012). Durante la temporada reproductiva, los individuos buscan hábitat adecuado para nidificar, que predominantemente suelen ser ambientes dominados por pastizales naturales (Comparatore *et al.* 1996; Cozzani y Zalba 2009; Pretelli *et al.* 2013). Las características de estos pastizales y la matriz del paisaje circundante influyen sobre el uso que las aves hacen del mismo ya que impactarán directamente en el éxito reproductivo de las especies (Winter y Faaborg 1999; Herkert *et al.* 2003; Askins *et al.* 2007).

Las diferentes aves de pastizal muestran requisitos de hábitat según la especie, el gremio alimenticio al cual pertenecen y la escala de análisis (Goijman *et al.* 2015). Por lo tanto, se puede anticipar que las respuestas a los cambios ambientales serán heterogéneas de acuerdo a cada grupo funcional. Dentro de cada gremio se puede asumir que las aves explotan los recursos de manera similar, y por lo tanto, las especies podrían responder de manera similar a las características del hábitat (Blondel 2003; Sekercioglu 2006).

Los distintos elementos del paisaje afectan la presencia de las aves de pastizal en los agroecosistemas (Weyland *et al.* 2014; Goijman *et al.* 2015). Si bien el enfoque ha estado en las características próximas a los sitios que usan las especies (i.e., la vegetación dentro de un territorio), más recientemente se ha centrado la atención en el parche de hábitat completo y el paisaje en el que estos parches están embebidos (Cunningham y Johnson 2006; Shahan *et al.* 2017; Herse *et al.* 2017). Respecto de las características asociadas a los parches de pastizal natural, se ha reportado que el tamaño, la forma y la proporción de borde de los mismos influyen en la comunidad de depredadores de nidos, y por ende modularán la ocurrencia de las aves (Winter y Faaborg 1999; Herkert *et al.* 2003; Askins *et al.* 2007). En relación a la influencia de otros usos de suelo, algunas pasturas perennes pueden proporcionar hábitats alternativos para

algunas especies de aves de pastizal, actuando como sitios de alimentación y nidificación (Calamari *et al.* 2016). Otros elementos del paisaje como los cultivos anuales, las arboledas y los asentamientos humanos se asocian negativamente con la abundancia de muchas especies de aves de pastizal (Leston 2013; Dotta *et al.* 2016; Pretelli *et al.* 2018). Algunas especies podrían evitar estas áreas ya que estos usos de suelo pueden ofrecer distintos recursos y aumentar la abundancia de depredadores especializados (Vickery *et al.* 2009; Ellison *et al.* 2013), parásitos de cría (Patten *et al.* 2006; Pietz *et al.* 2009), y depredadores generalistas (Evans *et al.* 2004; Benítez-López *et al.* 2010, Colombo y Segura 2021). En este sentido, los cuerpos de agua pueden brindar refugio a muchas especies de aves (Shnack *et al.* 2000), sin embargo también pueden ser hábitats que albergan una mayor densidad de depredadores, afectando la ocurrencia de las aves de pastizal (Matos *et al.* 2009).

Los modelos de ocupación son una herramienta útil para entender cómo los distintos elementos del paisaje afectan el uso de sitios por parte de las aves de pastizal, ya que permiten combinar la variabilidad de los sitios y la probabilidad de detección de las especies (MacKenzie *et al.* 2018). Estos modelos han sido utilizados en diversos pastizales para evaluar cómo la calidad del hábitat afecta la presencia de las especies de aves de pastizal y por ende se podrían incorporar en planes de manejo y conservación de estas especies en los sistemas de pastizal pampeanos (Hovick *et al.* 2014; Goijman *et al.* 2015; West *et al.* 2016).

El objetivo general de este capítulo es modelar la probabilidad de uso de las aves de pastizal durante la temporada reproductiva en una región con fragmentos de Pastizal Serrano en el Sistema de Tandilia e identificar características del hábitat asociadas al uso para cada especie. En este contexto se trabajó sobre un conjunto de hipótesis que se detallan en métodos. A grandes rasgos se espera que para las variables de hábitat seleccionadas, el uso sea similar en las especies de aves de pastizal de cada gremio y diferente entre gremios. Entender cómo el uso de las aves de pastizal se asocia a estas características del paisaje permitirá diseñar estrategias efectivas de conservación.

Métodos

Muestreo de aves

Para este estudio se seleccionó un área dentro del Sistema de Tandilia de aproximadamente 34 mil ha donde se establecieron 126 puntos de muestreo (Fig. 3.1). Estos puntos fueron dispuestos de manera sistemática con una separación mínima de 250 m a lo largo de caminos vecinales e internos de distintas propiedades privadas. Utilizando el software QGIS, y a partir de un Mapa Nacional de Cultivos del INTA (Abelleyra *et al.* 2020), se estableció para cada punto un buffer de 100 metros de radio donde se calculó la composición de la matriz de usos de suelo. Se agruparon las categorías existentes en las siguientes cuatro: 1) arboleda, 2) cultivo, 3)

pastura y 4) pastizal (i.e., pastizal natural correspondiente a bajos o Pastizal Serrano). Además, tomando como punto de partida el centro del buffer se calcularon las siguientes distancias (expresadas en m): 5) al arroyo más cercano, 6) al asentamiento humano más cercano, 7) a la arboleda más cercana, y 8) al remanente de pastizal más cercano. En cuanto al remanente de pastizal más cercano a cada sitio, también se calculó: 9) el área del remanente (expresada en ha), y 10) un índice de forma del remanente ($\text{Forma} = \text{perímetro}/[2\sqrt{(\pi \times \text{área})}]$, Shake *et al.* 2012). Este índice tomará el valor mínimo (1) en un parche perfectamente circular, aumentando a medida que la forma del parche se vuelva más irregular.

Entre septiembre de 2020 y marzo de 2021 se visitó cada punto en siete oportunidades (una vez cada mes). Durante los 5 minutos de duración de la visita se contabilizaron todas las aves detectadas (vistas o escuchadas) dentro de un radio de 100 m de radio (unidad de observación).

Tabla 3.1. Variables de paisaje e hipótesis asociadas para modelar la probabilidad de uso por aves de pastizal en los 126 sitios muestreados entre septiembre de 2020 y marzo de 2021 en el Sistema de Tandilia. Las variables se expresan como promedio \pm ES (Min - Max).

	Variable	Descripción	Valores	Hipótesis efecto en Ψ
Áreas usos de suelo (ha)	Arboleda	Área del buffer ocupada por arboleda	0,1 \pm 0,0 (0,0 - 1)	Disponibilidad y calidad de hábitat (-)
	Cultivo	Área del buffer ocupada por cultivos anuales	1,1 \pm 0,1 (0,0 - 3,3)	Disponibilidad de hábitat (-)
	Pastura	Área del buffer ocupada por pastura perennes	0,9 \pm 0,1 (0,0 - 3,3)	Alimentación y nidificación (+)
	Pastizal	Área del buffer ocupada por pastizal natural	1,2 \pm 0,1 (0,0 - 3,3)	Disponibilidad de hábitat, alimentación y nidificación (+)
Distancias (m)	Arroyo	Distancia desde el buffer al arroyo más cercano	791,9 \pm 52,1 (9,2 - 3017,4)	Nidificación y calidad de hábitat (+)
	Asentamiento	Distancia desde el buffer al asentamiento humano más cercano	1230,6 \pm 58,6 (89,8 - 3157,4)	Calidad de hábitat (+)
	Arboleda	Distancia desde el buffer a la arboleda más cercana	305,3 \pm 24,1 (0,0 - 1304,6)	Disponibilidad y calidad de hábitat (+)
	Remanente de pastizal	Distancia desde el buffer al remanente de pastizal más cercano	212,2 \pm 35,1 (0,0 - 2290,5)	Disponibilidad de hábitat, alimentación y nidificación (-)
Área (ha)	Remanente de pastizal	Área del remanente de pastizal más cercano al buffer	431,1 \pm 64,6 (0,1 - 2035,8)	Disponibilidad de hábitat, alimentación y nidificación (+)
Forma	Remanente de pastizal	Forma del remanente de pastizal más cercano al buffer (valor $>$ 1 cuánto más irregular es el parche)	0,4 \pm 0,0 (0,1 - 1,1)	Disponibilidad de hábitat y nidificación (-) en parches más irregulares

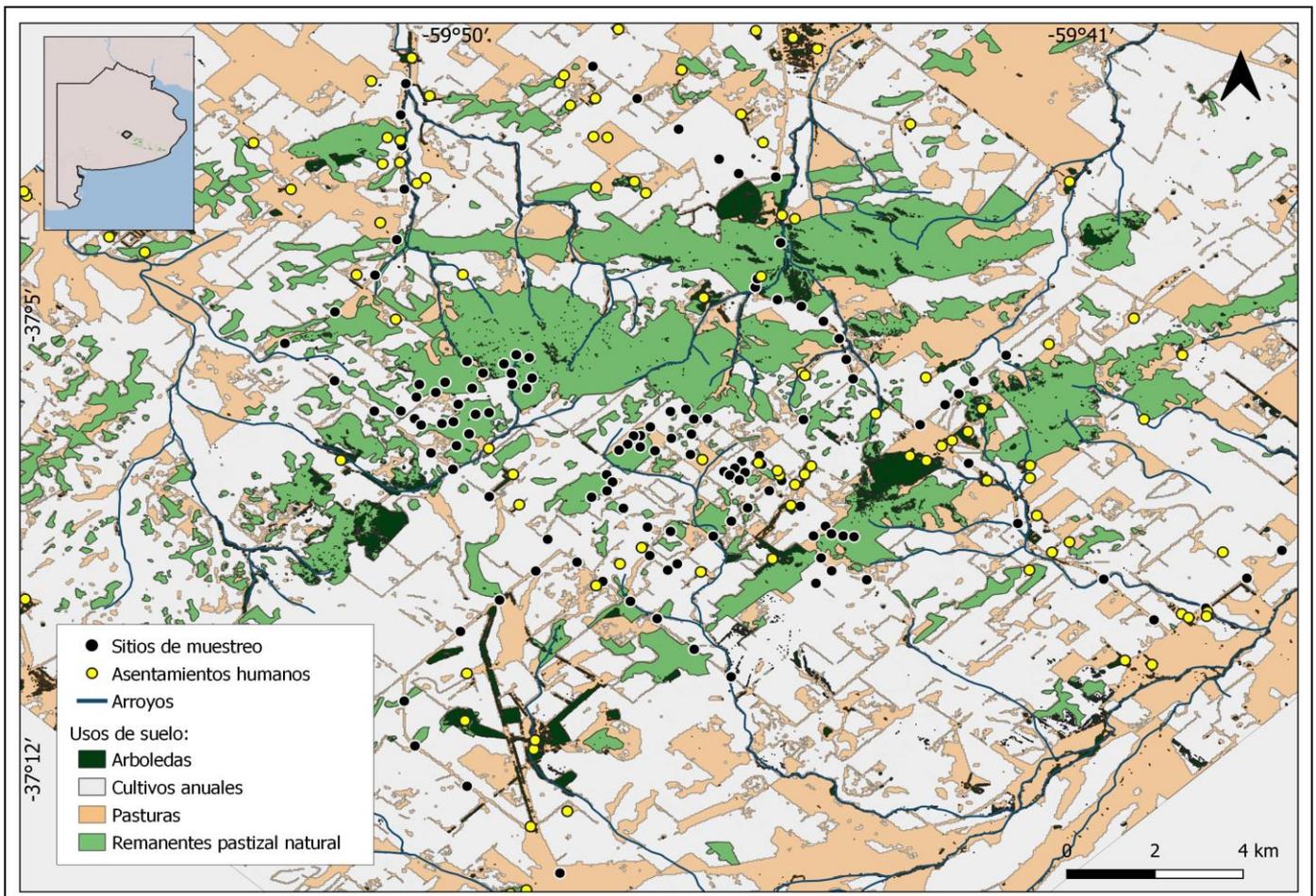


Figura 3.1. Sitios muestreados entre septiembre de 2020 y marzo de 2021 en busca de aves de pastizal en el Sistema de Tandilia.

Análisis de los datos

Se realizó un análisis descriptivo de las variables de paisaje asociadas a cada sitio de muestreo. Para cada especie detectada durante el período de muestreo se calculó: 1) el porcentaje de sitios donde fue detectada (i.e., sitios con detecciones), y 2) el porcentaje de sitios ubicados sobre remanentes de pastizal donde fue detectada (i.e., sitios sobre remanentes con detecciones).

Se utilizaron modelos de ocupación para analizar el efecto de las variables de hábitat sobre la probabilidad de uso de los sitios por las especies de aves de pastizal (MacKenzie *et al.* 2018). La base de estos modelos es que ocurren dos procesos estocásticos, la ocupación y la detección, que afectan la probabilidad de detección de una especie en un sitio. La ocupación (ψ) se define como la proporción de sitios ocupados y la detección (p) como la probabilidad que una especie sea detectada en el sitio muestreado dado que está presente en el sitio. Un sitio puede estar ocupado o desocupado por la especie; si está ocupado, en cada visita hay alguna probabilidad de detectar la especie. A partir de los modelos de ocupación, se obtuvieron las probabilidades de uso de cada especie, donde probabilidad de ocupación y de uso se utilizan como sinónimos en este estudio.

A partir de la información obtenida de las siete visitas, se construyó una historia de detección para cada sitio. Aquellas especies que fueron detectadas en menos del 10% de los sitios muestreados se excluyeron del modelado (Cortelezzi *et al.* 2020). En el caso de las especies migratorias como el Tachurí Canela (*Polystictus pectoralis*) y el Corbatita (*Sporophila caerulescens*), se trabajó con historias de detección más cortas donde se tuvieron en cuenta sólo los meses en que estas especies ocupan la zona de estudio. Para el Tachurí Canela la temporada considerada fue de octubre a marzo, mientras que para el Corbatita fue de noviembre a marzo.

Para evaluar las hipótesis planteadas en la Tabla 3.1, se corrieron 320 modelos para cada una de las especies de aves de pastizal generando todas las combinaciones posibles con las diferentes variables. Se consideró que las variables asociadas al área de uso de suelo dentro del buffer sean incluidas de una a la vez en el mismo modelo, ya que son variables composicionales. Para cada modelo se calcularon las estimaciones de sus parámetros (β), sus errores estándar (EE) y se analizó si el parámetro difería significativamente de cero (i.e., $p \leq 0,05$; Burnham y Anderson 2002).

Se evaluó el modelo constante para cada especie, en el que se asumió que las probabilidades de detección y ocupación eran constantes en todos los sitios [indicado como $\psi(\cdot) \rho(\cdot)$]. Se utilizó el Criterio de Información de Akaike (AIC) para ranquear los modelos obtenidos (Burnham y Anderson 2002). Fueron eliminados del ranking aquellos modelos que (a) no convergieron, (b) al incorporarle otra covariable no mejoraban su posición en el ranking, y (c) no tuvieron ninguna covariable significativa. Se consideró una variable significativa ($p \leq 0,05$) si el parámetro (β) era distinto de cero.

Por último, para cada especie se analizaron los modelos que ranquearon por encima del modelo constante, siendo seleccionados aquellos que estuvieran dentro de las dos unidades de AIC (i.e., $\Delta AIC < 2$) respecto del mejor modelo del ranking (Burnham y Anderson 2002). De esta lista de mejores modelos, para cada uno se calculó y graficó el intervalo de confianza del estimador de cada parámetro (i.e., $1.96 \times EE$). Se graficó el parámetro y su intervalo de confianza del modelo que mejor ranqueó. Todos los modelos de uso de sitios para las especies estudiadas fueron realizados con el paquete Unmarked en R (Fiske y Chandler 2011).

Resultados

La descripción de las 10 variables de hábitat asociadas a los sitios de muestreo con sus correspondientes promedios, ES y rangos, así como sus hipótesis del efecto en el uso de las aves de pastizal se detallan en la Tabla 3.1. En cuanto a las variables de uso de suelo, el área arboleda presentó la menor variabilidad donde en el 90% de los casos, su superficie ocupó un área menor a

0,2 ha (Fig. 3.2). Del total de los 126 sitios muestreados, el 55% (N = 69 sitios) estuvo ubicado sobre remanentes de pastizal natural correspondientes a pastizal bajo inundable o Pastizal Serrano (Fig. 3.3). La distancia promedio hacia arboledas y remanentes de pastizal fueron parecidas, con valores de 305 y 212 metros, respectivamente. Sin embargo, estas distancias fueron menores a las distancias promedio a arroyos y asentamientos humanos, con valores de 792 y 1231 metros, respectivamente (Tabla 3.1).

Se detectaron 18 especies de aves de pastizal, siendo 16 residentes y dos migratorias (Tabla 3.2). La detección de especies en los 126 sitios varió desde 2% en la Cachirla Uña Corta (*Anthus furcatus*) y el Cachilo Canela (*Donacospiza albifrons*), hasta 84% en el Chingolo (*Zonotrichia capensis*). La Cachirla Goteada (*Anthus correndera*), la Cachirla Uña Corta y el Cachilo Canela fueron detectados en menos del 10% de los sitios, por lo que se excluyeron del modelado de probabilidad de uso. En cuanto al porcentaje de detecciones en sitios sobre remanentes de pastizal (N = 69 sitios), el 56% de las 18 especies, fue detectada en al menos el 30% de estos sitios.

Los modelos de uso de hábitat que mejor ranquearon para las especies de aves de pastizal estudiadas se resumen en la Tabla 3.3 (ver además Tabla Anexa I). El efecto de las covariables en la probabilidad de uso de los sitios fue diferente para las especies de los distintos gremios tróficos (Fig. 3.4 y 3.5).

Tabla 3.2. Aves de pastizal detectadas en el Sistema de Tandilia durante la temporada reproductiva 2020-2021, con sus porcentajes de detección en sitios totales (N = 126) y ubicados sobre remanentes de pastizal (N = 69). Se muestran las probabilidades de ocupación (Ψ) calculadas a partir del modelo constante sólo para aquellas especies detectadas en al menos el 10% de los sitios censados.

Especie	Sitios con detecciones (N = 126)	Sitios sobre remanentes con detecciones (N = 69)	Ocupación constante (Ψ)
<i>Rhynchotus rufescens</i>	63%	58%	65%
<i>Nothura maculosa</i>	76%	75%	79%
<i>Polystictus pectoralis</i>	22%	29%	41%
<i>Hymenops perspicillatus</i>	19%	22%	24%
<i>Cistothorus platensis</i>	14%	22%	18%
<i>Anthus hellmayri</i>	10%	19%	11%
<i>Anthus chacoensis</i>	17%	14%	30%
<i>Anthus furcatus</i>	2%	1%	No modelado
<i>Anthus correndera</i>	5%	9%	No modelado
<i>Ammodramus humeralis</i>	66%	59%	68%
<i>Zonotrichia capensis</i>	84%	83%	84%
<i>Leistes superciliaris</i>	35%	30%	46%
<i>Leistes loyca</i>	48%	61%	56%
<i>Pseudoleistes virescens</i>	33%	36%	39%
<i>Sicalis luteola</i>	83%	81%	84%
<i>Sporophila caerulea</i>	63%	58%	65%
<i>Embernagra platensis</i>	60%	70%	62%
<i>Donacospiza albifrons</i>	2%	3%	No modelado

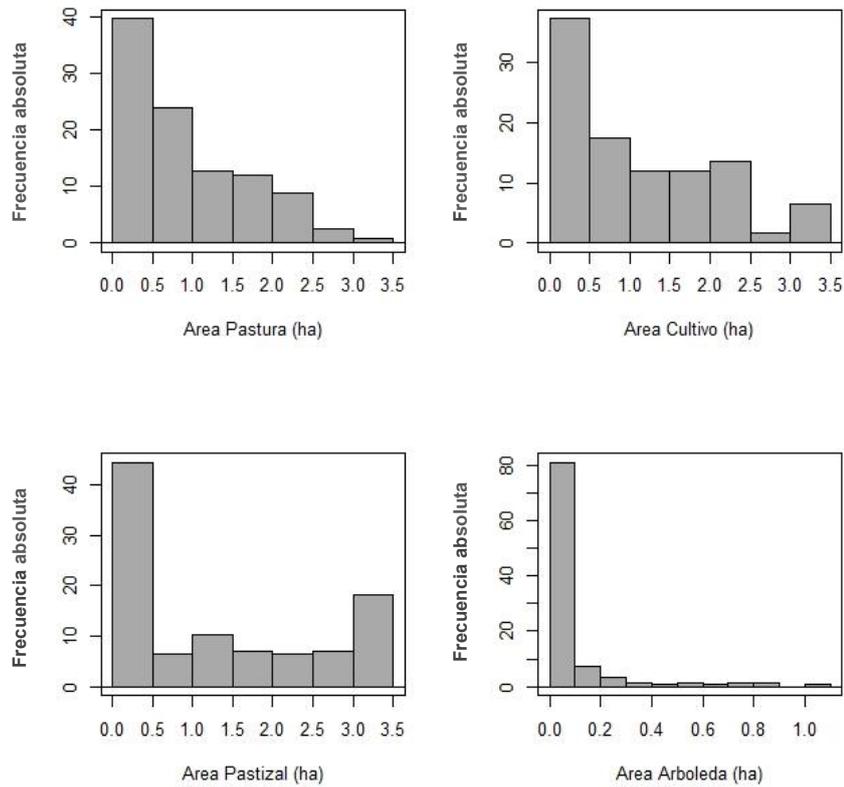


Figura 3.2. Histogramas de la superficie cubierta por cada uno de los tipos de uso de suelo sobre un buffer de 3,5 ha en los 126 sitios muestreados del Sistema de Tandilia entre septiembre de 2020 y marzo de 2021.

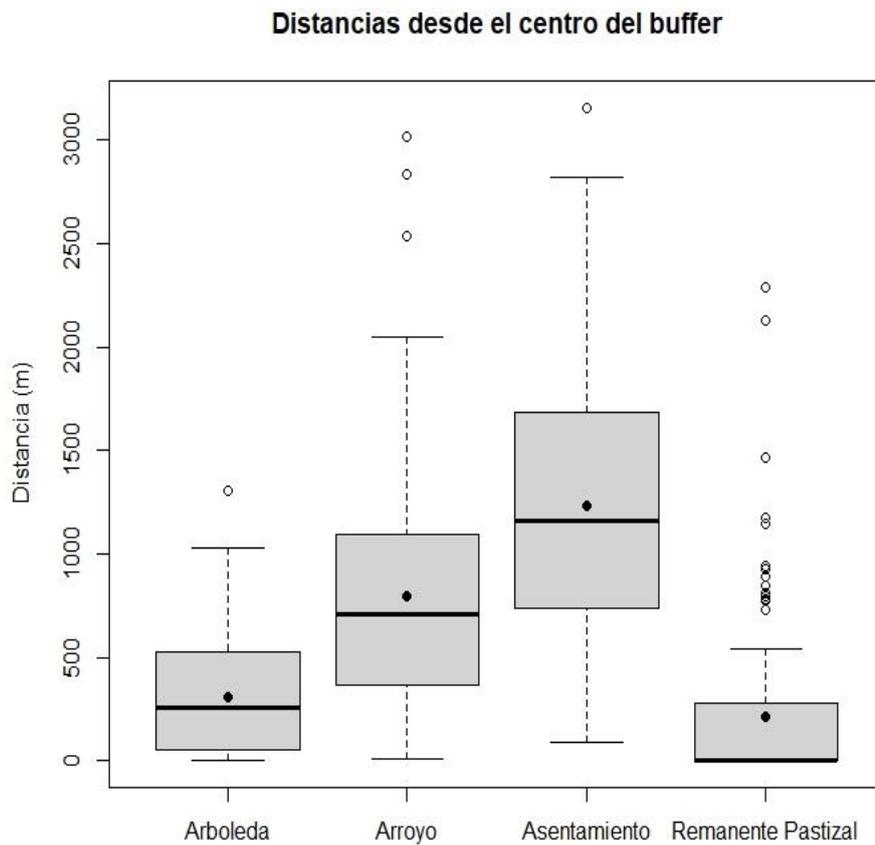


Figura 3.3. Distancias de los diferentes elementos del paisaje más cercanos a los 126 sitios muestreados en el Sistema de Tandilia entre septiembre de 2020 y marzo de 2021.

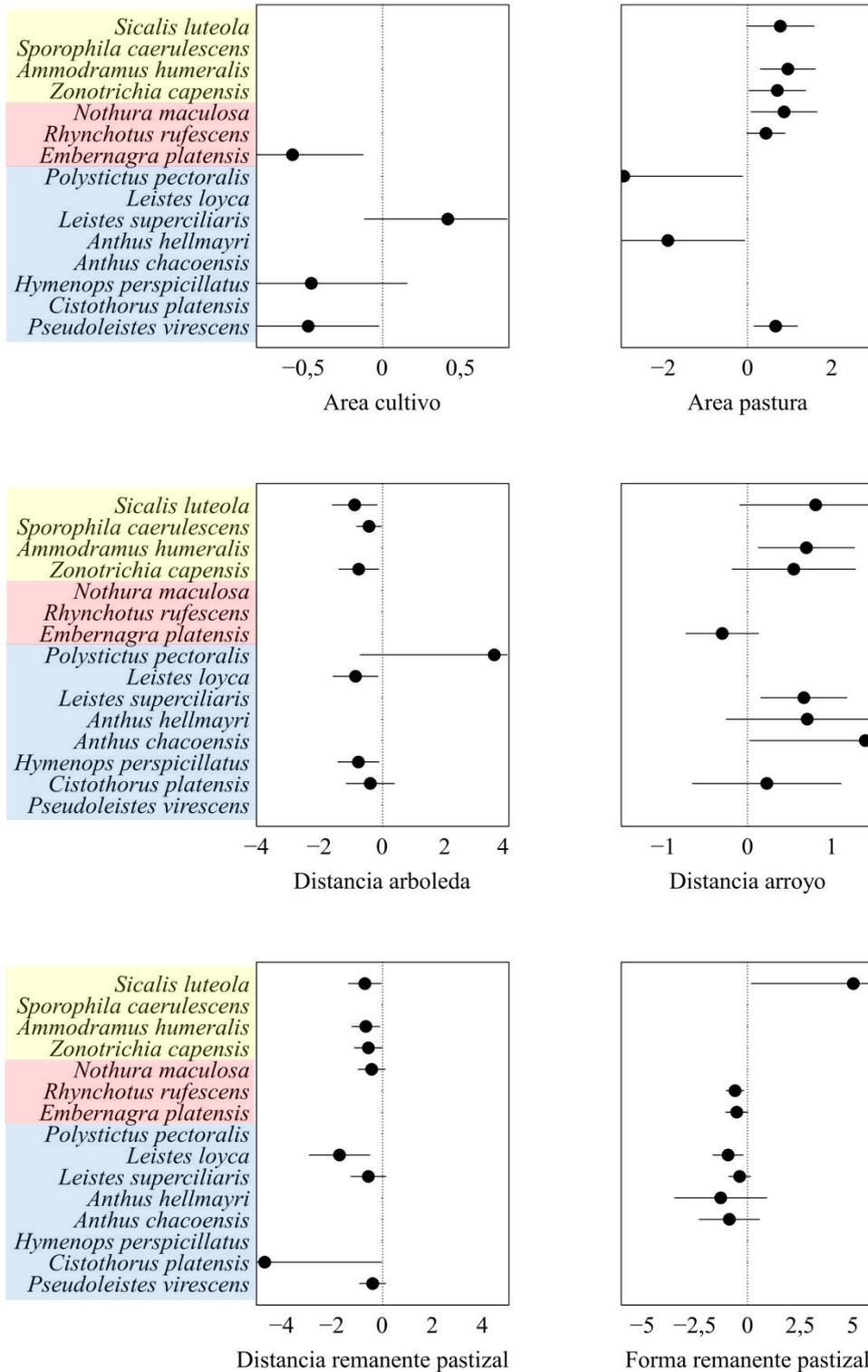


Figura 3.4. Parámetros (puntos negros) con sus intervalos de confianza (95%) de las covariables de hábitat de los modelos mejor rankeados utilizadas para estimar la probabilidad de uso de sitios en especies de aves de pastizal granívoras (amarillo), omnívoras (rosa) e insectívoras (azul), durante la temporada reproductiva 2020-2021 en el Sistema de Tandilia.

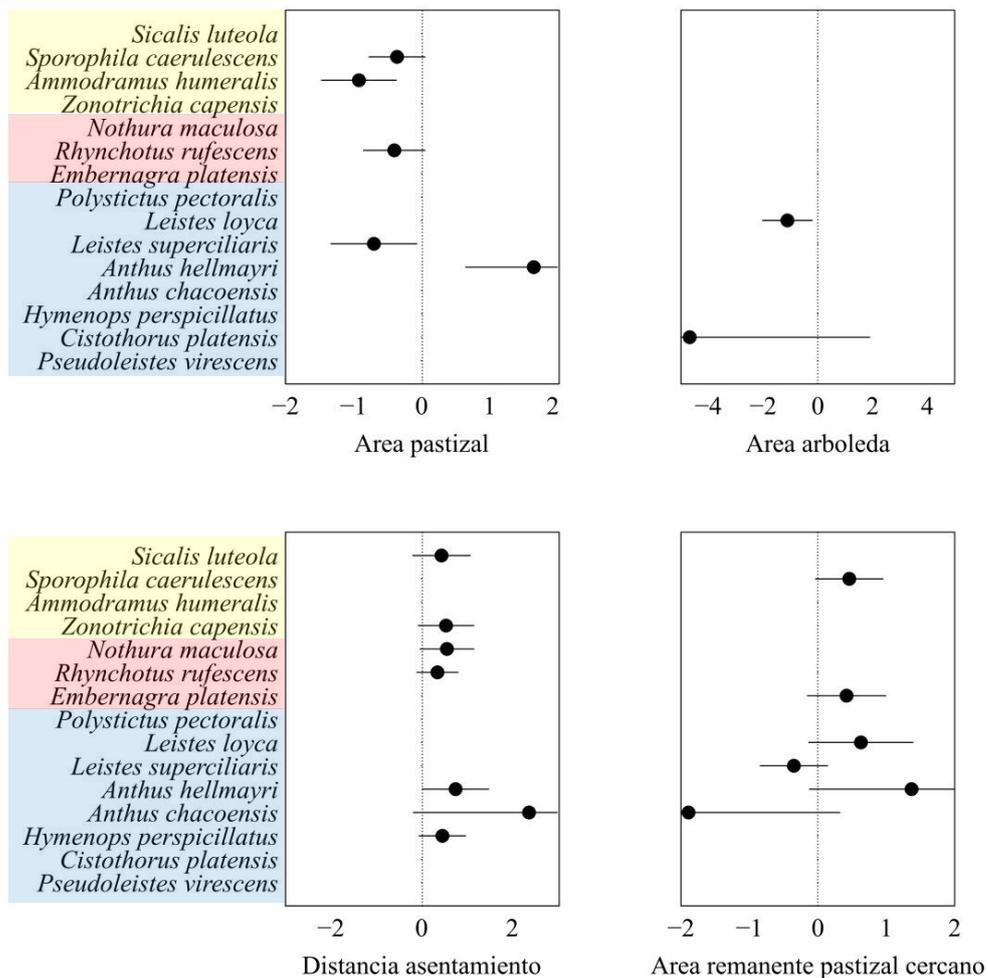


Figura 3.5. Parámetros (puntos negros) con sus intervalos de confianza (95%) de las covariables de hábitat de los modelos mejor rankeados utilizadas para estimar la probabilidad de uso de sitios en especies de aves de pastizal granívoras (amarillo), omnívoras (rosa) e insectívoras (azul), durante la temporada reproductiva 2020-2021 en el Sistema de Tandilia.

Tabla 3.3. Modelos de uso de sitios para las especies de aves de pastizal en el Sistema de Tandilia durante la temporada reproductiva 2020-2021. Se indica el número de parámetros de cada modelo (nPar) y la diferencia en unidades de Akaike corregido respecto al mejor modelo ($\Delta AICc$).

Gremio trófico	Especie	Covariables incluidas	nPar	$\Delta AICc$
GRANÍVORAS	<i>Sicalis luteola</i>	~1 ~ AreaPastura + DistArroyo + DistAsentamiento + DistArboleda + DistRemanente	7	0,00
		~1 ~ AreaPastura + DistArroyo + DistArboleda + DistRemanente	6	0,13
		~1 ~ AreaPastura + DistArroyo + DistRemanente + FormaRemanente	6	0,60
		~1 ~ DistArboleda	3	1,53
		~1 ~ 1	2	4,69
	<i>Sporophila caerulea</i>	~1 ~ AreaPastizal + DistArboleda	4	0,00
		~1 ~ AreaPastizal + AreaRemanente	4	0,27
		~1 ~ DistArboleda	3	1,06
		~1 ~ 1	2	2,89
	<i>Ammodramus humeralis</i>	~1 ~ AreaPastizal + DistArroyo + DistRemanente	5	0,00
		~1 ~ AreaPastura + DistArroyo + DistRemanente	5	0,87
		~1 ~ 1	2	14,31
	<i>Zonotrichia capensis</i>	~1 ~ AreaPastura + DistArroyo + DistAsentamiento + DistArboleda + DistRemanente	7	0,00
		~1 ~ AreaPastura + DistAsentamiento + DistArboleda	5	0,13
		~1 ~ DistAsentamiento + DistArboleda	4	1,00
~1 ~ AreaPastura + DistArroyo + DistArboleda + DistRemanente		6	1,38	
~1 ~ DistArboleda		3	1,78	
~1 ~ AreaPastura + DistAsentamiento + DistRemanente		5	1,93	
~1 ~ 1		2	5,36	
OMNÍVORAS	<i>Nothura maculosa</i>	~1 ~ AreaPastura + DistAsentamiento + DistRemanente	5	0,00
		~1 ~ 1	2	2,94
	<i>Rhynchotus rufescens</i>	~1 ~ AreaPastura + DistAsentamiento + FormaRemanente	5	0,00
		~1 ~ AreaPastura + FormaRemanente	4	0,47
		~1 ~ AreaPastizal + DistAsentamiento + FormaRemanente	5	0,57
		~1 ~ FormaRemanente	3	0,91
		~1 ~ 1	2	6,50
	<i>Embernagra platensis</i>	~1 ~ AreaCultivo + DistArroyo + AreaRemanente + FormaRemanente	6	0,00
		~1 ~ AreaCultivo + AreaRemanente + FormaRemanente	5	0,09
		~1 ~ AreaCultivo + DistArroyo	4	0,15
		~1 ~ AreaCultivo	3	0,50
		~1 ~ 1	2	8,70

Tabla 3.3. (continuación) Modelos de uso de sitios para las especies de aves de pastizal en el Sistema de Tandilia durante la temporada reproductiva 2020-2021. Se indica el número de parámetros de cada modelo (nPar) y la diferencia en unidades de Akaike corregido respecto al mejor modelo ($\Delta AICc$).

Gremio trófico	Especie	Covariables incluidas	nPar	$\Delta AICc$
INSECTÍVORAS	<i>Polystictus pectoralis</i>	~1 ~ AreaPastura + DistArboleda	4	0,00
		~1 ~ 1	2	4,12
	<i>Leistes loyca</i>	~1 ~ AreaArboleda + DistArboleda + DistRemanente + AreaRemanente + FormaRemanente	7	0,00
		~1 ~ AreaArboleda + DistArboleda + DistRemanente + FormaRemanente	6	1,05
		~1 ~ 1	2	30,67
	<i>Leistes superciliaris</i>	~1 ~ AreaPastizal + DistArroyo + DistRemanente	5	0,00
		~1 ~ AreaPastizal + DistArroyo + FormaRemanente	5	0,70
		~1 ~ AreaPastizal + DistArroyo	4	0,78
		~1 ~ DistArroyo + FormaRemanente	4	0,92
		~1 ~ AreaCultivo + DistArroyo	4	1,00
		~1 ~ DistArroyo + AreaRemanente	4	1,65
		~1 ~ DistArroyo	3	1,71
		~1 ~ 1	2	7,61
	<i>Anthus hellmayri</i>	~1 ~ AreaPastizal + DistAsentamiento	4	0,00
		~1 ~ AreaPastura + DistAsentamiento + DistRemanente	5	0,68
		~1 ~ AreaPastizal + DistArroyo + AreaRemanente + FormaRemanente	6	1,15
		~1 ~ AreaPastizal + AreaRemanente + FormaRemanente	5	1,37
		~1 ~ AreaPastizal + DistArroyo + AreaRemanente	5	1,65
		~1 ~ 1	2	24,11
	<i>Anthus chacoensis</i>	~1 ~ DistArroyo + DistAsentamiento + AreaRemanente + FormaRemanente	6	0,00
		~1 ~ DistArroyo + DistAsentamiento + AreaRemanente	5	0,14
		~1 ~ 1	2	20,29
	<i>Hymenops perspicillatus</i>	~1 ~ AreaCultivo + DistAsentamiento + DistArboleda	5	0,00
		~1 ~ DistAsentamiento + DistArboleda	4	0,17
		~1 ~ AreaCultivo + DistArboleda	4	1,44
		~1 ~ 1	2	8,94
	<i>Cistothorus platensis</i>	~1 ~ AreaArboleda + DistArroyo + DistArboleda + DistRemanente	6	0,00
		~1 ~ 1	2	14,85
	<i>Pseudoleistes virescens</i>	~1 ~ AreaPastura + DistRemanente	4	0,00
		~1 ~ AreaPastura	3	0,20
		~1 ~ AreaCultivo	3	1,36
		~1 ~ 1	2	3,79

Discusión

Este trabajo evalúa por primera vez qué variables del hábitat se asocian con el uso de las aves de pastizal del Sistema de Tandilia. Los resultados apoyan la hipótesis de que el uso de las aves de pastizal se ve afectado de forma diferente por las características del hábitat en el Pastizal Serrano de Tandilia. Aunque algunas especies respondieron de manera diferente a las características del paisaje dentro de cada gremio trófico, se encontró una fuerte asociación con algunas variables vinculadas al pastizal y al entorno: las aves de pastizal utilizaron sitios cercanos a remanentes y arboledas, y prefirieron sitios alejados de arroyos y asentamientos humanos. Además, las aves granívoras y omnívoras tendieron a usar sitios con mayor proporción de pastura.

La distancia al remanente de pastizal más cercano y la forma del mismo fueron las variables de pastizal que afectaron el uso de la mayoría de los gremios tróficos de aves. En cuanto a la primera, su efecto siempre fue negativo, siendo más determinante en el uso de los sitios por parte de dos granívoras y dos insectívoras. La forma del remanente de pastizal tuvo un efecto positivo sólo en el Misto (*Sicalis luteola*) que fue la única granívora afectada por esta covariable, mientras que influyó de forma negativa en casi todas las omnívoras e insectívoras, donde explicó más el uso de hábitat en la Colorada (*Rhynchotus rufescens*) y la Loica (*Leistes loyca*). Durante la temporada reproductiva, los individuos buscan hábitat de pastizal para nidificar y esto podría estar explicando la tendencia de los distintos gremios tróficos en usar sitios próximos a ambientes dominados por pastizales naturales (Comparatore *et al.* 1996; Cozzani y Zalba 2009; Pretelli *et al.* 2013). Al igual que en otras áreas de la región Pampeana, la fragmentación del Pastizal Serrano del Sistema de Tandilia resulta en que este hábitat quede confinado en parches más pequeños, aislados y con un mayor efecto borde (Saunders *et al.* 1991; Fahrig 2003; Herrera *et al.* 2017). La respuesta de los gremios tróficos en este estudio coincide con los reportado, ya que la forma irregular y la mayor proporción de borde de los parches influyeron negativamente en el uso de los remanentes por parte de las aves de pastizal (Winter y Faaborg 1999; Herkert *et al.* 2003; Askins *et al.* 2007). En el caso del Misto, esta especie tendió a ocupar parches más irregulares y puede relacionarse a que es una especie granívora de hábitos generalistas en cuanto al uso de hábitat (Azpiroz *et al.* 2012).

El área del remanente de pastizal más cercano al sitio influyó de forma positiva en la mayoría de las especies de los tres gremios tróficos, donde su efecto fue negativo sólo para dos insectívoras: el Pecho Colorado Chico (*Leistes superciliaris*) y la Cachirla Trinadora (*Anthus chacoensis*). La tendencia de las aves en este estudio coincide con lo reportado, donde se ha documentado que las aves de pastizal tienen una mayor ocupación y abundancia en sitios cercanos a áreas de pastizal natural más grandes (Vickery *et al.* 1994; Jacobs *et al.* 2012; Herse *et al.* 2017). El área ocupada por pastizal natural tuvo un efecto dispar, donde afectó positivamente el uso de la

Cachirla Pálida (*Anthus hellmayri*) y negativo para las demás especies. A esta escala de buffer, esta variable no parece tener un efecto considerable en el uso del hábitat por parte de los gremios tróficos estudiados.

El área de pastura influyó en el uso de sitios de todos los gremios tróficos, siendo su efecto positivo en la mayoría de las especies. Dentro de las insectívoras, se observó un efecto negativo en el uso de la Cachirla Pálida (*Anthus hellmayri*) y el Tachurí Canela (*Polystictus pectoralis*). El territorio utilizado para el pastoreo de ganado (con regímenes bajos a moderados) puede brindar una amplia gama de oportunidades para las aves que se alimentan de invertebrados y semillas (Perkins *et al.* 2000), así como ofrecer cierta estructura de vegetación que se asemeje a los pastizales naturales (Codesido *et al.* 2013). La tendencia en el uso de los distintos gremios tróficos respecto a esta variable coincide con la hipótesis de que las pasturas perennes de uso forrajero pueden proporcionar hábitats alternativos para algunas especies de aves de pastizal, actuando como sitios de alimentación y nidificación (Calamari *et al.* 2016).

En relación a los demás elementos del paisaje (i.e., cultivos anuales, forestaciones y arroyos), en general tendieron a afectar negativamente el uso de sitios en la mayor parte de los gremios de aves de pastizal. El área ocupada por cultivos anuales afectó negativamente el uso de una especie omnívora y de dos insectívoras; mientras que su efecto fue positivo para el uso del Pecho Colorado Chico (*Leistes superciliaris*). Esto coincide con lo reportado previamente, donde los cultivos anuales en general tienen una influencia negativa en la abundancia y riqueza de muchas especies de aves de pastizal (Codesido *et al.* 2013). En el caso del Pecho Colorado Chico, el patrón encontrado en este estudio coincide con lo reportado en otros pastizales pampeanos, donde se ha observado una asociación entre esta especie y áreas agrícolas con ciertos cultivos anuales durante la temporada reproductiva (Azpiroz y Blake 2016; Brandolin *et al.* 2016; Frutos *et al.* 2016).

En cuanto al área de arboleda, esta variable no tuvo un efecto claro en la mayoría de las aves estudiadas, donde afectó negativamente la ocupación de sólo dos insectívoras: la Ratona Aperdizada (*Cistothorus platensis*) y la Loica (*Leistes loyca*). Distinto fue el efecto de la distancia a las arboledas, que influyó de forma negativa en el uso de casi todas las granívoras e insectívoras. Es decir, que se observa una tendencia de estas especies a usar sitios cercanos a arboledas, exceptuando al Tachurí Canela (*Polystictus pectoralis*) que evitó las arboledas (i.e., tanto en el área ocupada como en la distancia a las mismas). Mientras que los árboles pueden favorecer a las especies de aves que son exóticas para la ecorregión Pampeana y actualmente son comunes en esta región, como por ejemplo la Calandria Grande (*Mimus saturninus*), el Benteveo (*Pitangus sulphuratus*) y Zorzal Colorado (*Turdus rufiventris*), entre otras (Weyland *et al.* 2014), históricamente se ha reportado que para las aves de pastizal pueden tener efectos adversos ya que ofrecen refugios y perchas para sus depredadores (Cunningham y Johnson 2006; Calamari *et al.* 2016; Colombo y Segura 2021). Contrario a lo esperado en las hipótesis, los resultados a priori no

muestran un efecto de las arboledas sobre la probabilidad de uso. Esto puede deberse por ejemplo, a que las arboledas son recientes en el sistema en tiempos ecológicos, por lo que aún las aves pueden no están respondiendo a este elemento del paisaje y quizás su efecto pueda verse más adelante.

Granívoras e insectívoras tendieron a ocupar sitios alejados de los arroyos. Sin embargo, esta covariable afectó negativamente el uso del Verdón (*Embernagra platensis*), lo que podría denotar que esta especie esté más asociada a los ambientes riparios (Naiman *et al.* 2005). Los arroyos pueden brindar refugio a muchas especies de aves (Shnack *et al.* 2000), sin embargo la tendencia de los gremios tróficos en este estudio muestran que este elemento del paisaje afecta negativamente el uso de las mismas. Esto podría relacionarse a que los arroyos muchas veces albergan una mayor abundancia y densidad de depredadores, además de ser ambientes que pueden anegarse e inundar los nidos, provocando que las aves de pastizal eviten nidificar en las cercanías a estos cuerpos de agua (Hilty y Merenlender 2004; Matos *et al.* 2009; Colombo y Segura 2023).

La distancia al asentamiento humano tendió a afectar positivamente el uso de los gremios tróficos, es decir que las aves en general prefirieron usar sitios alejados de los asentamientos. Esto puede deberse a que los caseríos en las zonas rurales favorecen la presencia de especies de aves propias de los bosques xerófilos del Espinal y de los bosques del Delta (e.g., *Patagioenas maculosa*, *Mimus saturninus*, *Pitangus sulphuratus*, *Turdus rufiventris*, etc.), que ahora son comunes en la región de estudio y pueden representar una competencia para las aves de pastizal (Weyland *et al.* 2014). Se deberían analizar y tener en cuenta otros aspectos, ya que por ejemplo las respuestas de estas especies pueden variar según la magnitud y latitud donde se localicen a estos elementos del paisaje (Filloly y Bellocq 2007).

Al modelar el uso de hábitat de las aves de pastizal utilizando modelos de ocupación, se obtuvo una mayor información para todas las especies respecto a si se utilizan sólo modelos de presencia/ausencia. Esto se debe a que los modelos contemplan la probabilidad de detección, que aunque en general fue alta y se consideró constante, nunca fue de una magnitud de uno (MacKenzie *et al.* 2018). La ocupación de las aves en sitios ubicados sobre remanentes de pastizal natural fue en general alta (i.e., más del 40%), donde más de la mitad de las especies fue detectada en al menos el 30% de estos sitios. Esto confirma la dependencia de estas especies por los ambientes de pastizal natural, que aportan sitios clave para la alimentación y reproducción de estas especies, modulando la ocurrencia de las aves de pastizal (Vickery *et al.* 1994; Guttery *et al.* 2017; Cunningham y Johnson 2019).

En algunas especies y con algunas variables hay tendencias que posiblemente con más datos pueden confirmarse. Por ejemplo, el área de pastizal dentro del buffer no reflejó el uso del sitio por parte de las especies. Esto puede deberse a que el tamaño del buffer considerado fue relativamente pequeño, y algunas especies de aves estarían usando un territorio mayor. Una posible solución podría ser utilizar buffers de distinto tamaño según los territorios de cada especie

(Di Giacomo *et al.* 2010). Las arboledas no tuvieron un efecto claro en las aves de pastizal, como sí lo tienen para otras especies que aumentan su ocurrencia en presencia de estos elementos del paisaje (e.g., frugívoras, nectarívoras, etc.; McKinney 2006; Codesido *et al.* 2011). La variable distancia a las arboledas afectó negativamente el uso de casi todas las aves de pastizal, por lo que las aves tendieron a usar sitios cercanos a arboledas. Esto en principio es contrario a lo esperado, ya que por ejemplo en pastizales de Norteamérica, muchas aves de pastizal evitan nidificar cerca de plantas leñosas, disminuyendo además su probabilidad de ocurrencia a medida que aumenta la cobertura de matorrales, arbustos exóticos y árboles (Grant *et al.* 2004; Ellison *et al.* 2013). Por este motivo surge la incógnita de si las aves de pastizal estarían encontrando algún tipo de recurso que las atraiga y que no fue contemplado en este estudio. También puede deberse a que los árboles, al dominar gran parte del paisaje, provoca que todos los sitios tengan arboledas cercanas; o que se hayan analizado todas las arboledas bajo el mismo tratamiento (e.g., sin discriminar forestaciones, frutales, pequeñas arboledas, etc.). Debido a que el objetivo principal de este estudio fue analizar tendencias generales en el uso de hábitat por parte de los gremios tróficos de aves de pastizal, estudios adicionales podrían realizarse incorporando mayores tamaños de buffer de los sitios, aumentando el número de sitios, sumar más temporadas reproductivas y/o comparar con la temporada no reproductiva para confirmar o descartar estas tendencias.

En este sentido, las variables de hábitat que explicaron mejor el uso de las aves de este estudio fueron las métricas asociadas a los remanentes de pastizal natural cercanos a los sitios (i.e., distancia y forma), el área de pastura y cultivo, y las distancias a otros elementos del paisaje (i.e., arboledas y arroyos). Estos resultados podrían utilizarse para incorporar estas variables a estudios de monitoreo a largo plazo de las especies de aves de pastizal en la región y diseñar acciones de manejo con estos elementos del paisaje, particularmente aquellos que son manejables, sean o no de origen natural o antrópico.

Los resultados de este estudio confirman la importancia de mantener remanentes de pastizal natural en los agroecosistemas pampeanos, ya que si bien algunos grupos pueden usar hábitats alternativos para buscar recursos, estos ambientes representan hábitats críticos para las aves de pastizal durante la temporada reproductiva (Goijman *et al.* 2015; Brandolin *et al.* 2016; Pretelli *et al.* 2018; Pérez y Aldabe 2022). Los distintos gremios tróficos estudiados exhibieron algunas tendencias generales, pero algunas especies respondieron de forma distinta a las características del paisaje. Por lo tanto, es de fundamental importancia identificar qué usos de suelo tienden a favorecer y perjudicar la ocurrencia de las especies para diseñar acciones de manejo que sustenten las condiciones adecuadas para las aves de pastizal, y donde se proteja la integridad de los pastizales naturales.

Capítulo 4 – Disponibilidad de hábitat y patrones de selección de sitios de nidificación de las aves de pastizal

Resumen

Las aves que se reproducen en el pastizal pampeano responden de forma diferente a las variaciones de estructura y altura de la vegetación de los sitios de nidificación. Identificar qué características seleccionan las distintas especies permitirá diseñar estrategias de manejo que maximicen su reproducción. En este capítulo se identifican los ambientes reproductivos, se reportan densidades de nidos y se describen sitios de nidificación de las principales especies de aves de pastizal, y se evalúan diferencias en la selección de sitios de nidificación en función de las características del pastizal. Durante tres temporadas reproductivas 2018-2019, 2019-2020 y 2020-2021 se localizaron y monitorearon 222 nidos. Se caracterizó la vegetación en los sitios de nidificación (i.e., tipo de ambiente, altura y estructura), y en puntos aleatorios dentro del pastizal. Se realizó un PCA con las variables asociadas a los nidos y de puntos aleatorios, para evaluar la selección de sitios de nidificación. Para cada nido se registró la altura de construcción de los nidos, grado de ocultamiento y se registró la planta sustrato-nido. Se calculó la densidad de nidos en cada ambiente de forma global y dentro cada propiedad privada (i.e., número de nidos / superficie que ocupa el ambiente en cada sitio). La densidad de nidos fue 0,2 nidos / ha en flechillar, 2,0 nidos / ha en pajonal, 0,8 nidos / ha en arbustal, y no se hallaron nidos en roquedal. De acuerdo a los valores de estructura del pastizal en los sitios de nidificación, se conformaron cuatro grupos de aves: de pastizales variables, densos, intermedios y arbustivos. Los nidos fueron contruidos sobre el nivel suelo hasta una altura máxima de 70 cm, en plantas soporte que variaron desde 40 a 160 cm de altura. El porcentaje de ocultamiento de los nidos estuvo entre 50-100% para todas las especies. El 80% de las mismas construyó sus nidos sobre la paja colorada (*Paspalum quadrifarium*). El pajonal fue el ambiente con mayor concentración de nidos, seguido del arbustal y el flechillar. Las aves de pastizal seleccionaron sitios de nidificación que difirieron entre sí en cuanto a la estructura y altura del pastizal. Algunas especies fueron más generalistas (e.g., Misto y Loica), otras utilizaron vegetación más baja y esparcida (e.g., Cachirla pálida, Chingolo, Espartillero Pampeano y Tachurí Canela), y otras relativamente alta y densa (e.g., Verdón, Pecho Amarillo Chico, Pico de Plata y otras especies de pastizales arbustivos). Es fundamental tener en cuenta los requerimientos de nidificación de las especies, y en base a esto diseñar estrategias de manejo efectivas del Pastizal Serrano.

Marco teórico

Las aves que nidifican en el pastizal responden de forma diferente a las variaciones de ciertas características del hábitat. A escalas mayores, muchas especies de aves parecen estar asociadas positivamente a áreas con mayor disponibilidad de pastizal nativo (Vickery *et al.* 1994). A menor escala, en pastizales de América del Norte, las aves de pastizal parecen responder a variables tales como la composición específica, altura y estructura vertical del pastizal, es decir, la obstrucción visual y densidad vertical de la vegetación (Dieni y Jones 2003; Winter *et al.* 2005; Shew *et al.* 2019). Algo similar se observa en pastizales serranos de Sudáfrica, donde las aves de pastizal seleccionan sitios de nidificación de acuerdo a la estructura de la vegetación (Little *et al.* 2015). Estos tipos de respuestas parecen indicar que alteraciones o disturbios en estas características de vegetación pueden tener implicancias directas sobre la reproducción de las aves de pastizal (Azpiroz *et al.* 2012).

En el pastizal pampeano, se han encontrado diferencias en cuanto a las respuestas de las aves de pastizal a disturbios como el fuego y pastoreo, lo que denota que no todas las especies de aves seleccionan los mismos sitios para alimentarse y reproducirse. En el Pastizal Serrano del Sistema de Ventania, se observaron diferencias en cuanto a la composición de especies nidificantes y la densidad de nidos encontrados en sitios quemados y sitios control (Bahía y Zalba 2019). Así por ejemplo, algunas especies como el Misto, el Pecho Amarillo Chico y el Verdón, estuvieron ausentes o en números muy bajos en sitios recientemente quemados (Bahía y Zalba 2019). Para estas mismas especies, se observó una mayor densidad de nidos en los sitios control en comparación a sitios quemados. En los pajonales de paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) manejados con fuego dentro de la Pampa Deprimida, también se observaron diferencias en la abundancia y número de especies de aves de pastizal según la altura y estructura de la vegetación (Isacch y Martínez 2001). Así por ejemplo, especies como el Espartillero Pampeano, el Espartillero Enano (*Spartonoica maluroides*), la Ratona Aperdizada, el Pico de Plata, el Pecho Amarillo Chico y el Verdón, fueron más abundantes en pastizales altos, mientras que el Inambú Campestre y la Cachirla Goteada estuvieron asociadas con pastizales intermedios (Isacch y Martínez 2001).

El pastizal pampeano experimentó una profunda transformación a lo largo de los últimos cuatro siglos provocada por actividades humanas (Oyarzabal *et al.* 2019). La expansión de la frontera agrícola, las forestaciones, el aumento de la frecuencia de incendios, la urbanización y el sobrepastoreo provocaron una enorme pérdida de hábitat y la disminución de las poblaciones de aves de pastizal (Bilenca y Miñarro 2004; Azpiroz *et al.* 2012). Con la desaparición del pastizal pampeano, muchas aves de pastizal se extinguieron o sus poblaciones disminuyeron drásticamente (Azpiroz *et al.* 2012). El Tordo Amarillo (*Xanthopsar flavus*), la Monjita Dominicana (*Heteroxolmis dominicanus*), el Yetapá de Collar (*Alectrurus risora*) y la Loica Pampeana (*Leistes defilippii*) son

ejemplos de aves de pastizal seriamente amenazadas que han retraído sus rangos de distribución de forma alarmante (Fraga *et al.* 1998; Tubaro y Gabelli 1999; Fraga 2003; Di Giacomo y Di Giacomo 2004).

Otras aves de pastizal también parecen verse afectadas por esta gran pérdida de hábitat y, aunque pueden ser más tolerantes a ciertos disturbios, actualmente sus poblaciones también están declinando (Narosky y Di Giacomo 1993). Dentro de estos disturbios, se puede mencionar al pastoreo por parte del ganado bovino, donde algunas especies pueden convivir con ciertos tipos de producción ganadera y tolerar determinados grados de pastoreo más que otras (Isacch y Cardoni 2011). Sin embargo, el sobrepastoreo genera una disminución de la cobertura y altura de la vegetación, lo que provoca un aumento en la tasa de depredación de los nidos (Willson *et al.* 2001), siendo la principal causa de fracaso reproductivo de las aves de pastizal (Ricklefs 1969).

Al igual que en los pastizales del resto del mundo, en los pastizales pampeanos las aves seleccionan sitios de nidificación en función de la estructura, la densidad y la altura del pastizal. Por ejemplo, el Pico de Plata y el Pecho Amarillo Chico utilizan pastizales altos (Pretelli y Isacch 2013), el Espartillero Enano nidifica en pastizales salobres altos y densos (Cardoni *et al.* 2012), la Loica Pampeana selecciona sitios de flechillares en buen estado de conservación (Zalba y Cozzani 2004) y el Cachilo Ceja Amarilla selecciona sitios de pastizal corto y con un pastoreo de baja intensidad (Colombo *et al.* 2021).

El objetivo de este capítulo es identificar los ambientes reproductivos, reportar densidades de nidos y caracterizar los sitios de nidificación de las principales especies de aves de pastizal del Sistema de Tandilia, y detectar si existen diferencias en la selección de sitios de nidificación en función de la estructura y composición vegetal del pastizal. Se espera que las especies seleccionen sitios de nidificación que difieran en cuanto a características del sustrato-nido, así como en la estructura y altura del pastizal, donde algunas nidificarán en pastizales más altos y densos y otras en pastizales más bajos y esparcidos. Es fundamental identificar qué características del hábitat de nidificación seleccionan las distintas especies, ya que conocer estas diferencias permitirá evaluar posibles amenazas, discutir cómo influyen en la vulnerabilidad de las especies y diseñar estrategias de manejo que maximicen la reproducción de las mismas en el pastizal pampeano.

Métodos

Sitios de estudio

Los muestreos se realizaron en seis establecimientos que albergan remanentes de pastizal: “Don Héctor” (37°34'S, 59°35'W); “Sierra Alta (37°25'S 59°21'W); Reserva Natural “Sierra del Tigre” (37°22'S 59°07'W); “Las Mercedes” (37°22'S, 59°05'W); “Sanmalucon” (37°23'S, 59°5'W) y “La Estrella” (37°21'S, 58°39'W). La mayoría de estos establecimientos se utiliza

principalmente para el pastoreo de ganado bovino (a excepción de la Reserva Natural “Sierra del Tigre”), que dependiendo del grado de pastoreo, ocasiona cambios en la estructura y composición florística del pastizal (Paruelo *et al.* 2004).

Localización de los nidos

Los métodos de búsqueda y monitoreo de nidos se encuentran detallados en el Capítulo 2. A cada nido se le asignó una fecha de inicio (fecha de puesta del primer huevo) de manera directa o indirecta (ver más adelante), que fue utilizada para calcular la extensión de la temporada reproductiva.

Características del pastizal

Se caracterizó la vegetación de los sitios de nidificación utilizando la metodología detallada en el Capítulo 2 (ver Fig. 4.1).

Selección de sitios de nidificación

Para el análisis de selección de los sitios de nidificación, se muestreó un punto aleatorio por cada nido, que fue seleccionado a una distancia mínima de 5 m y máxima de 30 m del nido (Browne *et al.* 2021). Se escogió el sustrato vegetal más cercano a cada punto que fuese potencialmente utilizable como soporte para la construcción de un nido. Se consideró que esas condiciones eran una altura y diámetro igual o mayores de 10 cm. En cada punto se registraron las siguientes variables del sustrato vegetal: (1) especie, (2) altura, (3) el diámetro promedio de la mata o planta (calculado a partir de los diámetros mayor y menor, y llamado de ahora en adelante como Diámetro), (4) la altura promedio de la vegetación alrededor del sustrato vegetal (Altura alrededor), (5) la estructura del pastizal, y (6) el VOR. Estas últimas tres variables se midieron siguiendo la misma metodología descrita para la estructura del pastizal de los sitios de nidificación.

Características asociadas a los nidos

Se utilizaron las variables asociadas a la dimensión, localización y exposición de los nidos descritas en el Capítulo 2.



Figura 4.1. Palo de Robel utilizado para medir estructura del pastizal en “Sanmalucon”, uno de los establecimientos muestreados en el Sistema de Tandilia.

Análisis de los datos

Se trabajó con tres establecimientos, que fueron los que presentaron mayor número de nidos a lo largo de las tres temporadas reproductivas. En cada establecimiento se calcularon las superficies ocupadas por cada ambiente (i.e., flechillar, pajonal, arbustal y roquedal). Para cada ambiente, se calculó la densidad de nidos global y por sitio, como el número total de nidos hallados sobre la superficie total de dicho ambiente (i.e., N de nidos / ha).

De las cuatro medidas de la Altura promedio de la vegetación alrededor del nido o del sustrato vegetal (en el caso de los puntos aleatorios), se seleccionó la altura mínima, construyéndose a posteriori la variable Altura mínima de la vegetación alrededor del nido o del sustrato vegetal (Altura mínima).

Se construyó una matriz de correlación y se descartaron las variables correlacionadas ($r > 0,60$). Dicha matriz se construyó con las siguientes variables de vegetación: Altura, Diámetro, Estructura, Altura alrededor y Altura mínima. A posteriori, se seleccionaron las variables Diámetro, Estructura y Altura mínima, ya que se consideró que eran las mejores indicadoras de las características del pastizal en los sitios de nidificación y puntos aleatorios. Se realizó el Análisis de Componentes Principales para analizar la variación de los sitios de nidificación y 113 puntos aleatorios (Conner y Adkisson 1977).

Resultados

Localización de los nidos

Se localizaron un total de 222 nidos a lo largo de las tres temporadas reproductivas analizadas (Fig. 4.2 y 4.3). El 50% de los nidos localizados fueron de Misto, seguidos de Verdón (11%), Pecho Amarillo Chico (7,3%), Espartillero Pampeano (5,9%), Pico de Plata (4,5%), Loica (3,7%), Cachilo Canela (3,7%), Tachurí Canela (3,2%), Ratona Aperdizada (2,7%), Corbatita (2,7%) y otras especies (5%).



Figura 4.2. Nidos de (A) Misto (*Sicalis luteola*), (B) Verdón (*Embernagra platensis*), (C) Pecho Amarillo Chico (*Pseudoleistes virescens*) y (D) Espartillero Pampeano (*Asthenes hudsoni*), especies de las que se encontró un mayor número de nidos y que fueron monitoreados durante las tres temporadas reproductivas 2018 a 2020 en el Sistema de Tandilia. Fotos: Clara Trofino-Falasco.



Figura 4.3. Nidos de (A) Pico de Plata (*Hymenops perspicillatus*), (B) Loica (*Leistes loyca*), (C) Cachilo Canela (*Donacospiza albifrons*) y (D) Tachurí Canela (*Polystictus pectoralis*), monitoreados durante las tres temporadas reproductivas 2018 a 2020 en el Sistema de Tandilia. Fotos: Clara Trofino-Falasco.

Los establecimientos que presentaron mayor número de nidos a lo largo de las tres temporadas reproductivas fueron “Don Héctor” ($N = 75$), la Reserva Natural “Sierra del Tigre” ($N = 74$), y “Sanmalucon” ($N = 30$). De forma global y teniendo en cuenta los tres sitios, el flechillar ocupó 54 ha, el pajonal 73 ha, el arbustal 23 ha y el roquedal 35 ha. La densidad de nidos para cada ambiente fue 0,2 nidos/ha en flechillar ($N = 11$ nidos), 2,0 nidos/ha en pajonal ($N = 149$), 0,8 nidos/ha en arbustal ($N = 18$), y solo se encontró un nido en roquedal ($N = 1$). Los valores promedio de densidad de nidos con sus errores estándar para cada ambiente y el área que ocupaban dentro de cada sitio se muestran en la Figura 4.4.

Características del pastizal

Para comparar la estructura del pastizal en los sitios de nidificación se analizaron los valores de VOR para cada nido, quedando conformados cuatro grupos de aves en función de la Estructura del pastizal: De pastizales variables, densos, intermedios y arbustivos (Fig. 4.5). Cabe recordar que valores de VOR bajos, denotan pastizales altos y densos, ya que es una estimación de la visibilidad del palo de Robel. En el primer grupo, la Loica y el Misto presentaron valores de VOR muy variables (Fig. 4.5A). En el segundo grupo, el Pico de Plata, el Pecho Amarillo Chico y el Verdón presentaron valores de VOR bajos, con un promedio del 26,56% (Fig. 4.5B). Las especies de pastizales intermedios donde se incluyó al Espartillero Pampeano, Tachurí Canela, Cachirla Pálida y Chingolo, presentaron valores de VOR de un promedio de 55,5% (Fig. 4.5C), mientras que las de pastizales arbustivos como el Corbatita y el Cachilo Canela tuvieron un VOR del 40% (Fig. 4.5D). Las especies que se excluyeron del análisis por tener un N de nidos < 3 fueron el Pato Maicero, el Inambú Campestre, la Ratona Aperdizada y el Sietevestidos Pampeano.

Selección de sitios de nidificación

Las tres variables utilizadas en el ACP (Diámetro, Estructura y Altura mínima) explicaron el 89% de la variación total de los sitios de pastizal (sitios de nidificación y puntos aleatorios, Fig. 4.6). El primer componente (PC1) representó el 70% de la varianza total. Todas las variables correlacionaron positivamente con este componente, siendo mayor para Estructura (0,89), seguido por el Diámetro y la Altura mínima (ambos con una correlación de 0,81). El segundo componente, PC2, representó un 19% adicional de la varianza total. Este componente se correlacionó negativamente con la Altura mínima y con Estructura (-0,53 y 0,01 respectivamente), y positivamente con el Diámetro (0,54).

Se establecieron 5 grupos de aves de pastizal de acuerdo a los resultados del análisis de componentes principales:

- a) El primer grupo quedó conformado por la Loica ($N = 6$) y el Misto ($N = 45$), que fueron las especies más generalistas en cuanto a las características de sus sitios de nidificación (Fig. 4.6A). En este grupo se observó una amplia variabilidad en cuanto al Diámetro de los sustratos-nido, Estructura y Altura mínima de la vegetación. Sin embargo, en el caso del Misto, los nidos tendieron a localizarse en sitios con valores de Estructura más altos.
- b) El segundo grupo quedó conformado por el Pico de Plata ($N = 7$), el Pecho Amarillo Chico ($N = 14$) y el Verdón ($N = 12$), quienes seleccionaron sitios de nidificación en pastizales altos y con los mayores valores para las tres variables analizadas (Fig. 4.6B).
- c) El tercer grupo, se compuso por el Espartillero Pampeano ($N = 5$) y Tachurí Canela ($N = 5$), seleccionaron pastizales intermedios. La mayor variabilidad dentro de este grupo se dio en relación al Diámetro de los sustratos-nido, aunque la mayoría de los nidos fue construido en sustratos de gran porte (Fig. 4.6C).

- d) El cuarto grupo quedó conformado por dos especies que nidifican en el suelo, la Cachirla pálida ($N = 3$) y el Chingolo ($N = 3$). En contraste con el grupo anterior, los sitios seleccionados por estas especies tuvieron valores de Diámetro del sustrato-nido más bajos, Estructura parecidos y Altura mínima de la vegetación levemente mayor, en el caso de la Cachirla pálida (Fig. 4.6D).
- e) El quinto grupo quedó conformado por el Corbatita ($N = 5$) y el Cachilo Canela ($N = 3$). Estas especies seleccionaron pastizales arbustivos, donde las variables analizadas estuvieron en valores promedio, habiendo una leve variabilidad en cuanto a la Altura mínima de la vegetación (Fig. 4.6E).

Características asociadas a los nidos

Las medidas de dimensión, localización y exposición de los nidos por cada especie se detallan en la Tabla 4.1.

El porcentaje de ocultamiento de los nidos por la vegetación estuvo entre el 50-100% para todas las especies de aves de pastizal. Los nidos menos ocultos fueron los de las aves de mayor tamaño: Pato Maicero, Inambú Campestre y Pecho Amarillo Chico; mientras que los más ocultos fueron los nidos de la Loica, Ratona Aperdizada, Chingolo y Cachirla Pálida (Fig. 4.7).

Las alturas de las plantas soporte utilizadas por las aves para construir sus nidos, variaron entre 40 a 160 cm. El Sietevestidos Pampeano fue la especie que utilizó las plantas soporte más altas, mientras que la Cachirla Pálida utilizó las más bajas (Fig. 4.8). Respecto de las especies vegetales seleccionadas como sustrato-nido, la más elegida fue la paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) (Fig. 4.9) donde el 80% de las especies estudiadas construyó sus nidos en esta especie de gramínea ($N = 12$ especies).

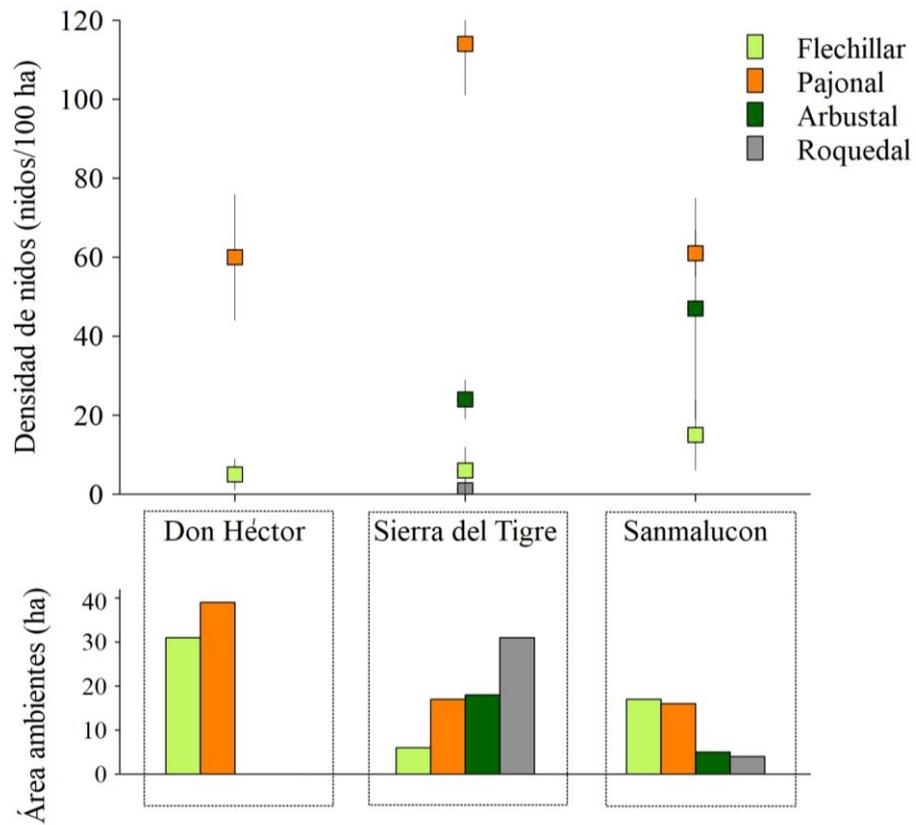


Figura 4.4. (A) Densidad de nidos de aves de pastizal por ambiente y (B) área de cada ambiente en los tres sitios monitoreados de Pastizal Serrano en el Sistema de Tandilia.

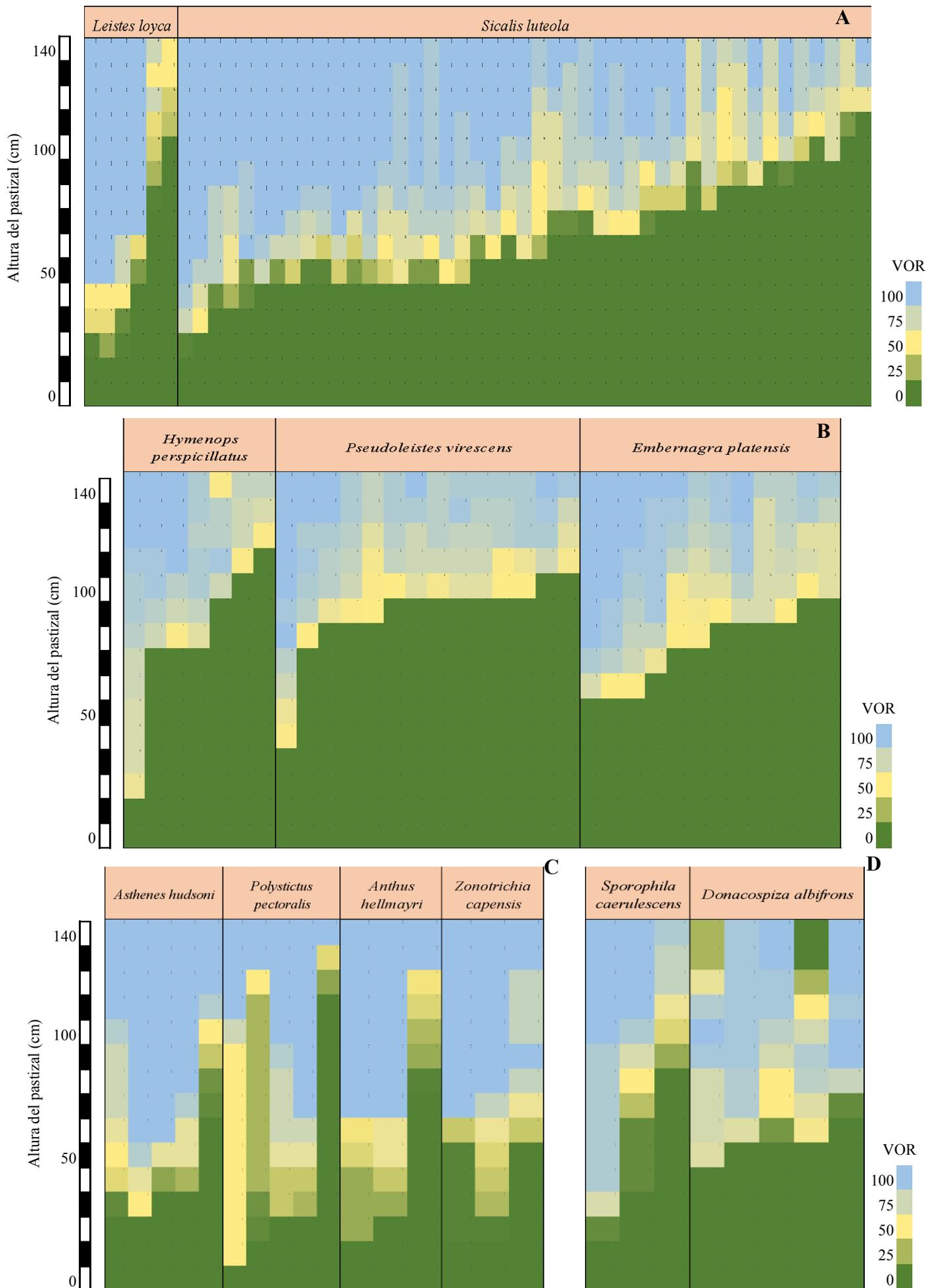


Figura 4.5. Porcentajes de visualización (VOR) de cada sección del palo de robel para los sitios de nidificación de las especies de aves de pastizal ubicados en orden creciente de su menor valor de VOR.. Las especies se agrupan según las características de vegetación de sus sitios de nidificación: (A) estructura variable, (B) altos, (C) intermedios y (D) arbustivos.

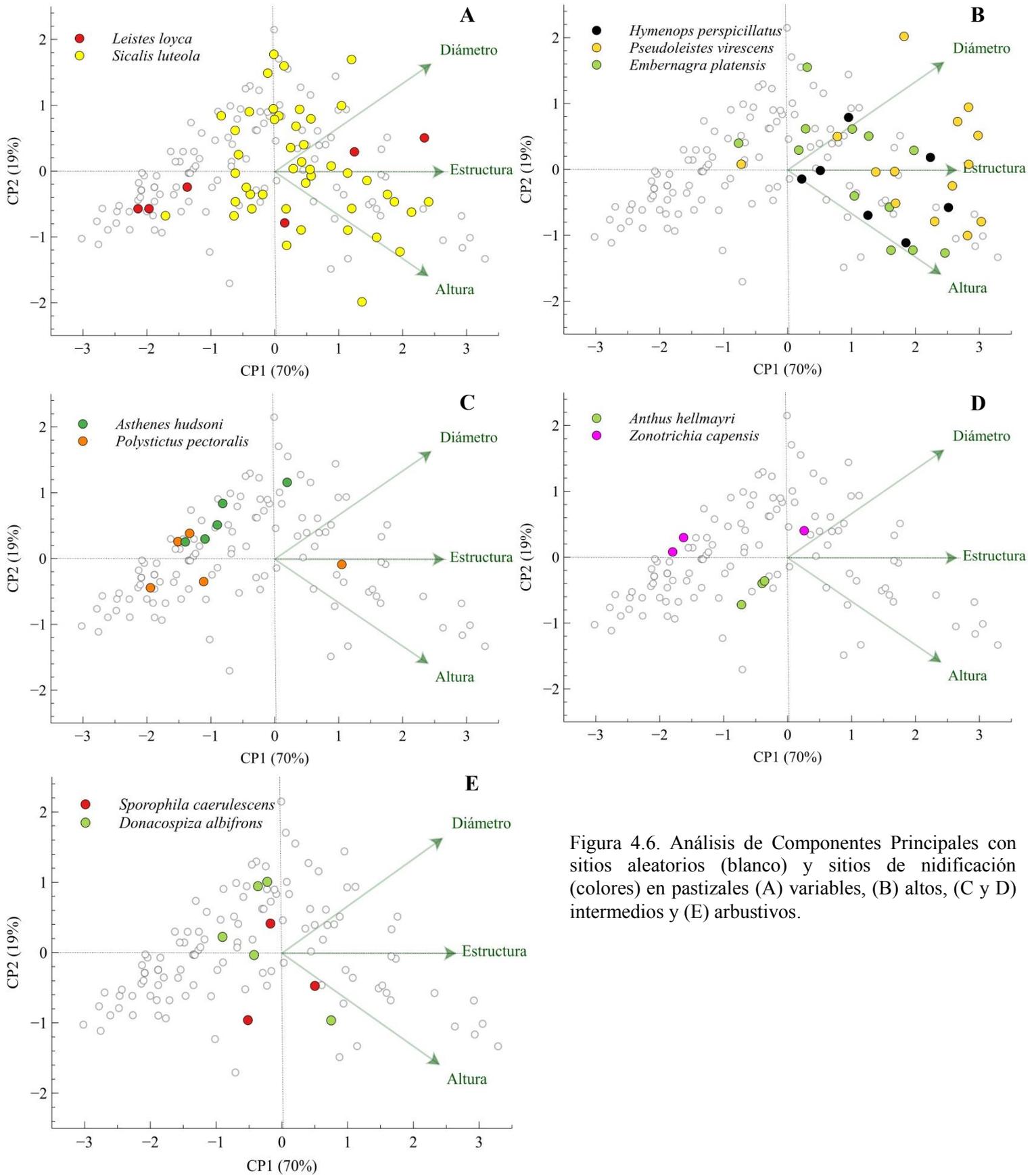


Figura 4.6. Análisis de Componentes Principales con sitios aleatorios (blanco) y sitios de nidificación (colores) en pastizales (A) variables, (B) altos, (C y D) intermedios y (E) arbustivos.

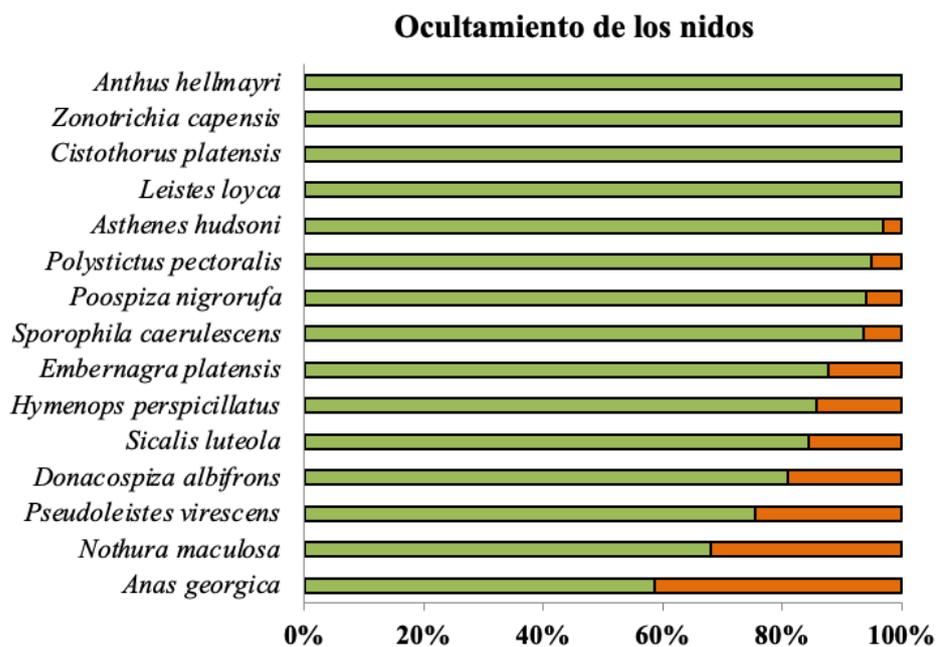


Figura 4.7. Porcentajes de ocultamiento por parte de la vegetación de los nidos de las aves de pastizal del Sistema de Tandilia.

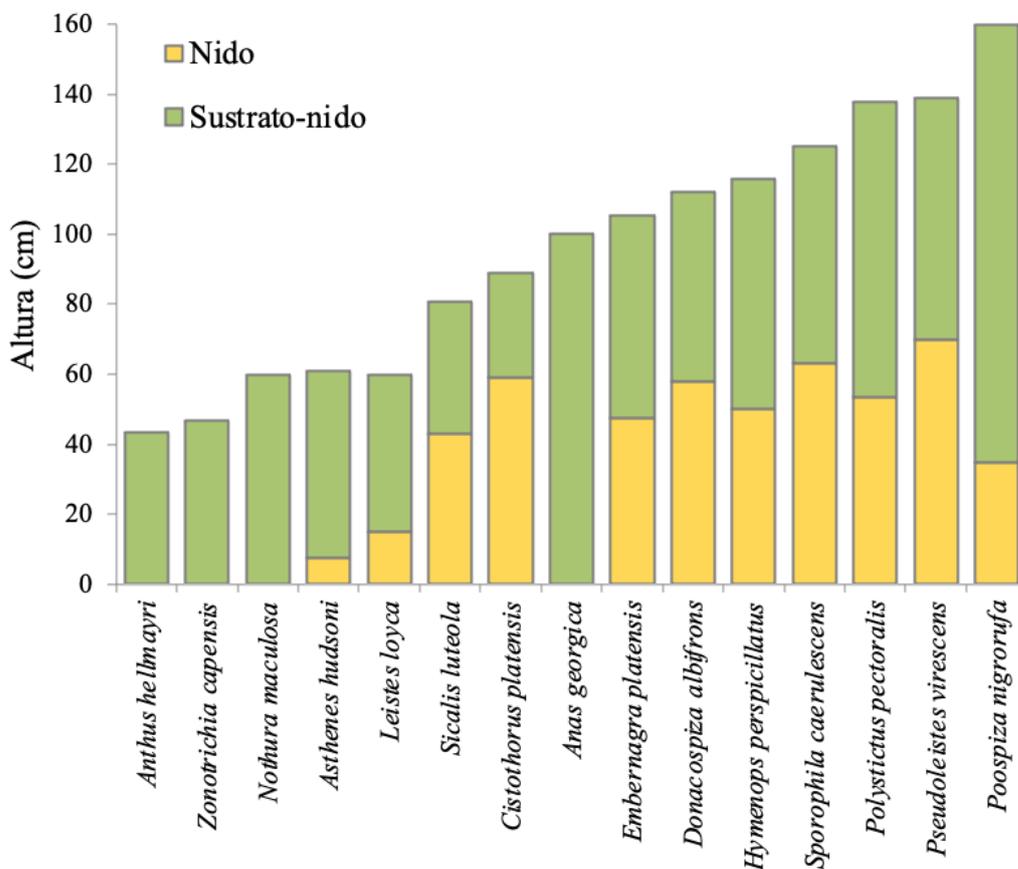


Figura 4.8. Alturas de construcción de los nidos (barras naranjas) y de los sustratos-nido (barras verdes) utilizados por las aves de pastizal del Sistema de Tandilia.

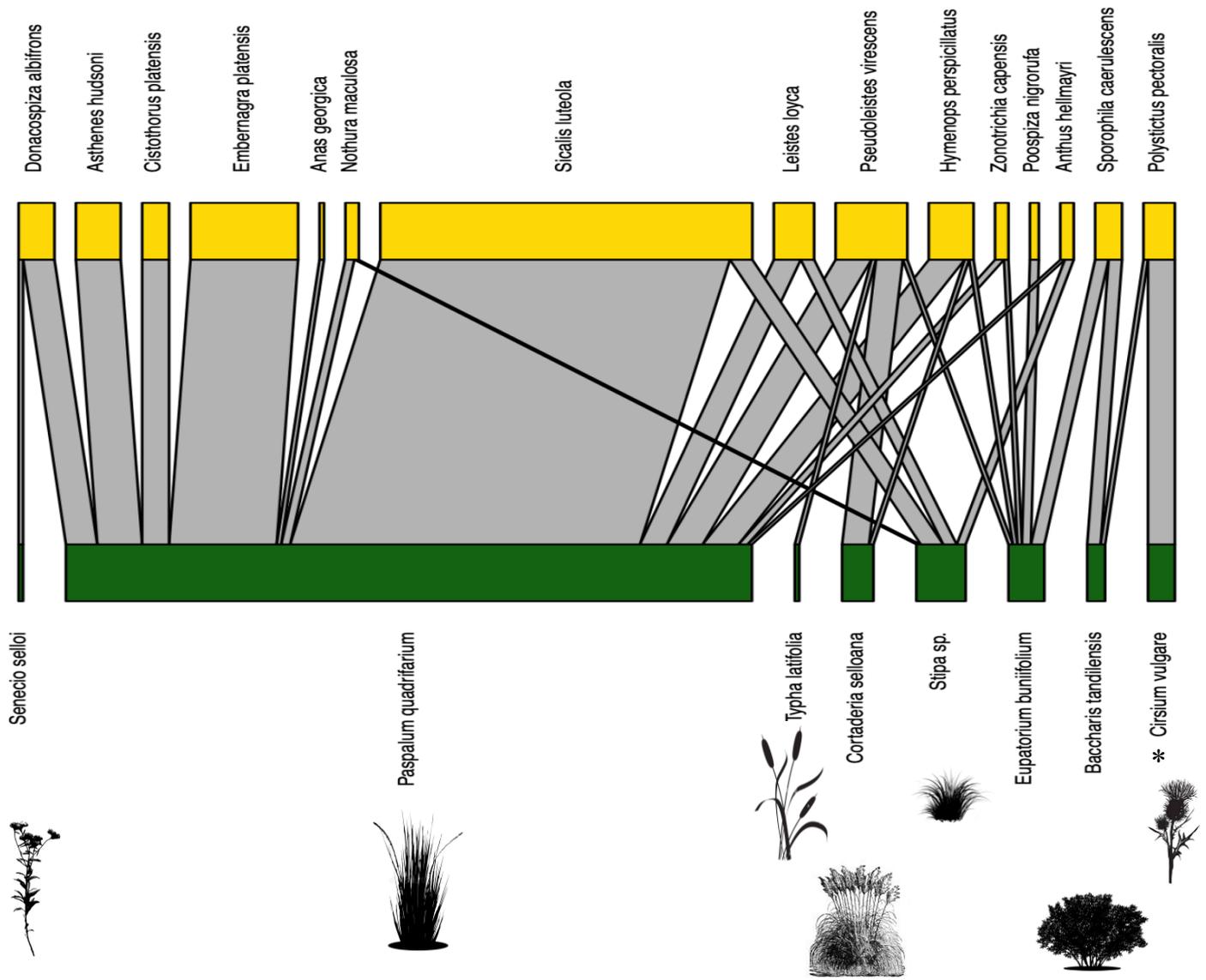


Figura 4.9. Asociación entre los nidos de aves de pastizal y sus respectivas especies vegetales nativas y exóticas (*) utilizadas como sustratos-nido en el Sistema de Tandilia.

Tabla 4.1. Dimensiones, localización y valores de exposición para 218 nidos de aves de pastizal observados entre 2018 y 2021 en el Pastizal Serrano del sistema de Tandilia. Los valores se muestran como media \pm EE (Min - Max, N).

Especie	Dimensiones del nido (cm)			Volumen (cm ³)	Altura del nido (cm)	Localización		Exposición	
	Diámetro Mayor	Diámetro Menor	Profundidad			Altura sustrato-nido (cm)	Altura relativa nido (%)	Ocultamiento (%)	Estructura (cm)
<i>Asthenes hudsoni</i>	9,8 \pm 0,5 (9 - 11, 4)	8,5 \pm 0,3 (8 - 9, 4)	10,3 \pm 0,8 (9 - 12, 4)	225 \pm 12 (213 - 262, 4)	7,8 \pm 4,3 (0 - 54, 13)	61 \pm 5,6 (45 - 80, 5)	6 \pm 4 (0 - 17, 5)	95 \pm 3 (85,5 - 100, 5)	50 \pm 8,37 (30 - 80, 5)
<i>Polystictus pectoralis</i>	7,2 \pm 0,3 (6,5 - 8, 5)	6,1 \pm 0,1 (6 - 6,5, 5)	6,7 \pm 0,4 (6 - 8, 5)	78 \pm 2 (72 - 84, 5)	53,6 \pm 6,6 (30 - 85, 7)	138 \pm 16,6 (90 - 180, 5)	44 \pm 10 (19 - 77, 5)	96 \pm 2 (90 - 100, 5)	46 \pm 19 (20 - 120, 5)
<i>Hymenops perspicillatus</i>	14,3 \pm 0,5 (13 - 15, 4)	12,3 \pm 0,5 (11 - 13, 4)	10,3 \pm 0,5 (9 - 11, 4)	485 \pm 40 (381 - 575, 4)	50,2 \pm 9,1 (5 - 103, 9)	115,7 \pm 10,2 (90 - 170, 7)	37 \pm 7 (3 - 56, 7)	85 \pm 6 (52 - 100, 7)	79 \pm 12 (20 - 110, 7)
<i>Cistothorus platensis</i>	11,8 \pm 0,3 (11 - 12, 4)	10,5 \pm 0,6 (9 - 12, 4)	11,3 \pm 0,8 (10 - 13, 4)	367 \pm 22 (318 - 420, 4)	59 \pm 12,3 (44 - 108, 5)	88,8 \pm 6,6 (70 - 100, 4)	56 \pm 4 (45 - 63, 4)	100 \pm 0 (100 - 100, 4)	99 \pm 4,27 (90 - 110, 4)
<i>Anthus hellmayri</i>	11,3 \pm 0,3 (11 - 12, 3)	11,7 \pm 0,9 (10 - 13, 3)	3,3 \pm 0,3 (3 - 4, 3)	178 \pm 18 (152 - 213, 3)	0 \pm 0 (0 - 0, 3)	43,3 \pm 14,5 (20 - 70, 3)	0 \pm 0 (0 - 0, 3)	100 \pm 0 (100 - 100, 3)	40 \pm 15,3 (20 - 70, 3)
<i>Zonotrichia capensis</i>	13,7 \pm 0,9 (12 - 15, 3)	11,5 \pm 0,8 (10 - 12,5, 3)	5,3 \pm 1,8 (2 - 8, 3)	276 \pm 21 (249 - 318, 3)	0 \pm 0 (0 - 0, 3)	46,7 \pm 12 (30 - 70, 3)	0 \pm 0 (0 - 0, 3)	100 \pm 0 (100 - 100, 3)	43 \pm 13,33 (30 - 70, 3)
<i>Leistes loyca</i>	16,7 \pm 0,6 (15 - 18, 6)	15,2 \pm 0,5 (14 - 17, 6)	5,6 \pm 1 (3 - 9, 6)	510 \pm 25 (434 - 575, 6)	15 \pm 10,2 (0 - 60, 6)	60 \pm 13,8 (25 - 100, 6)	15 \pm 10 (0 - 60, 6)	97 \pm 1 (91 - 100, 6)	58 \pm 16,21 (20 - 120, 6)
<i>Pseudoleistes virescens</i>	18 \pm 0,9 (14 - 22, 9)	15,3 \pm 0,5 (13 - 17, 9)	14,6 \pm 0,8 (12 - 18, 9)	1102 \pm 123 (621 - 1703, 9)	70 \pm 5,3 (40 - 110, 14)	138,9 \pm 13,7 (80 - 280, 14)	52 \pm 3 (29 - 69, 14)	71 \pm 5 (38 - 99, 14)	105 \pm 6,27 (50 - 150, 14)
<i>Sicalis luteola</i>	11,4 \pm 0,3 (9 - 15, 37)	9,3 \pm 0,2 (7 - 12, 37)	9,2 \pm 0,3 (6 - 15, 37)	271 \pm 18 (134 - 621, 37)	42,9 \pm 1,7 (0 - 130, 103)	80,8 \pm 3,3 (40 - 130, 48)	46 \pm 2 (17 - 83, 48)	82 \pm 2 (20 - 100, 48)	72 \pm 3,15 (30 - 120, 48)
<i>Sporophila caerulescens</i>	7,8 \pm 1 (6 - 9,5, 3)	6,8 \pm 0,4 (6 - 7,5, 3)	6,3 \pm 0,8 (5,5 - 8, 3)	96 \pm 29 (52 - 152, 3)	63,3 \pm 5,2 (49 - 80, 6)	125 \pm 8,7 (110 - 140, 3)	59 \pm 3 (54 - 64, 3)	88 \pm 6 (77 - 97, 3)	60 \pm 20,82 (30 - 100, 3)
<i>Embernagra platensis</i>	17,1 \pm 0,5 (14 - 20, 11)	14,5 \pm 0,5 (12 - 19, 11)	12,7 \pm 0,6 (9 - 16, 11)	857 \pm 63 (452 - 1363, 11)	47,7 \pm 2,3 (30 - 69, 24)	105,4 \pm 6 (80 - 150, 12)	39 \pm 3 (23 - 55, 12)	86 \pm 6 (39 - 100, 12)	90 \pm 4,44 (70 - 110, 12)
<i>Donacospiza albifrons</i>	10,8 \pm 0,6 (9 - 12, 5)	9 \pm 0,3 (8 - 10, 5)	8 \pm 0,3 (7 - 9, 5)	210 \pm 18 (170 - 262, 5)	58 \pm 3,4 (44 - 71, 8)	112 \pm 18 (70 - 170, 5)	59 \pm 8 (32 - 79, 5)	77 \pm 9 (44 - 94, 5)	70 \pm 3,16 (60 - 80, 5)
<i>Nothura maculosa</i>	20 (1)	15 (1)	0,5 (1)	434 (1)	0 \pm 0 (0 - 0, 3)	60 \pm 0 (60 - 60, 2)	0 \pm 0 (0 - 0, 2)	62 \pm 22 (40 - 84, 2)	80 \pm 30 (50 - 110, 2)
<i>Anas georgica</i>	32 (1)	30 (1)	4 (1)	(1)	0 (1)	100 (1)	0 (1)	54 (1)	90 (1)
<i>Poospiza nigrorufa</i>	14 (1)	10 (1)	8 (1)	318 (1)	35 (1)	160 (1)	22 (1)	94 (1)	140 (1)

Discusión

Este trabajo es el primero en describir aspectos reproductivos de las aves de pastizal del Sistema de Tandilia. Por primera vez se brinda información detallada acerca de la densidad de nidos por ambiente, características y selección de los sitios de nidificación, características de los sustratos-nido seleccionados y descripción de los nidos de las distintas aves del Pastizal Serrano.

El pajonal fue el ambiente con mayor concentración de nidos, seguido por el arbustal y el flechillar. Algo similar ocurre en el Pastizal Serrano del Sistema de Ventania, pese a que los pajonales representaban solo el 7,75% de área muestreada (Cozzani y Zalba 2009). Sin embargo, se observó que el pajonal de la Reserva Natural “Sierra del Tigre”, duplicó a los pajonales de los otros establecimientos en densidad de nidos. Esto puede deberse a que la Reserva no posee ganado vacuno (aunque posee algo de ganado equino), por lo que la presión de pastoreo es menor y puede estar ofreciendo pajonales con mejor estructura de vegetación para que nidifiquen las aves (Cardoni *et al.* 2012). “Sanmalucon” tuvo densidades de nidos similares en pajonal y arbustal, lo que sugiere que las aves podrían estar seleccionando sitios de nidificación en este último ambiente cuando el pajonal está más disturbado. Por lo tanto, el pajonal es un ambiente que podría estar brindando ciertas características de vegetación que las aves de pastizal usarían más respecto del flechillar, de vegetación más baja (Cozzani y Zalba 2009). Algo similar se observó en pastizales altos de Norteamérica, donde se registraron mayores densidades de nidos en sitios control que en parches de vegetación baja recientemente quemados (Churchwell *et al.* 2008), situación que se repite también en pastizales pampeanos (Di Giacomo *et al.* 2011a; Bahía y Zalba 2019).

Dentro de los ambientes antes mencionados, las aves de pastizal seleccionaron sitios de nidificación que difirieron en cuanto a la estructura y altura del pastizal. Las aves mostraron patrones no aleatorios de ubicación de los nidos, algo similar a lo que ocurre en pastizales mixtos norteamericanos, donde las aves seleccionan sitios con vegetación más alta que los sitios aleatorios (Davis 2005). Con los resultados del análisis de selección de sitios de nidificación, se identificó un límite por debajo del cual ninguna especie de ave de pastizal construyó sus nidos. Este límite fue una combinación entre las medidas de estructura del pastizal y de diámetro del sustrato-nido de 30 cm. Este tipo de mediciones podría utilizarse como base para establecer niveles de pastoreo/manejo que garanticen la nidificación de estas especies.

Los sitios de nidificación se distribuyeron a lo largo de un gradiente de vegetación, donde algunas especies fueron más generalistas (e.g., Misto y Loica), otras utilizaron vegetación más baja y esparcida (e.g., Cachirla pálida, Chingolo, Espartillero pampeano y Tachurí Canela), y otras relativamente alta y densa (e.g., Verdón, Pecho Amarillo Chico, Pico de Plata y otras especies de pastizales arbustivos). En el caso del Misto, se observó una situación similar en el Serrano del

Sistema de Ventania, donde esta especie seleccionó sitios de nidificación variables en cuanto a la estructura y tipo de pastizal (Cozzani y Zalba 2009). En el caso del Verdón, Pecho Amarillo Chico y Pico de Plata, algo similar ocurre en otras regiones del pastizal pampeano, donde utilizan pastizales altos y densos para nidificar (Pretelli y Isacch 2013). En cuanto a las dos especies amenazadas del pastizal pampeano, el Espartillero Pampeano y el Tachurí Canela, se observó que ambas seleccionaron sitios de nidificación bastante similares que parecen solaparse, pero utilizan sustratos de nidificación diferentes. En el caso del Tachurí Canela, construye sus nidos principalmente en especies vegetales exóticas (Carrizo y Delhey 2008; Trofino-Falasco *et al.* 2022), mientras que el Espartillero pampeano utiliza matas de gramíneas nativas (de la Peña 2016; Trofino-Falasco *et al.* 2022).

Las especies de aves se asociaron de forma diferente a los sustratos-nido, que variaron tanto en las dimensiones como en la especie vegetal seleccionada. Algunas aves como el Pecho Amarillo Chico y el Pico de Plata, se asocian a especies vegetales como la cortadera, que posee gran porte y por ende, son matas con grandes valores de diámetro y también de altura (Pretelli *et al.* 2013). Otras especies de aves que nidificaron a menos de 10 cm del suelo, seleccionaron matas que tuvieron más de 40 cm de altura. Esto indica la importancia de mantener niveles de manejo que garanticen la presencia de sustratos con estas características. En cuanto a la especie vegetal del sustrato-nido, la paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) fue la especie más seleccionada, resaltando la importancia de este pajonal para la reproducción de una amplia variedad de aves de pastizal (Comparatore *et al.* 1996). Un grupo minoritario de aves seleccionó otros sustratos-nido, como es el caso de las aves que nidifican en arbustos (i.e., Sietevestidos Pampeano y Corbatita) y el Tachurí Canela, que seleccionó al Cardo negro (*Cirsium vulgare*) y a la Chilca (*Baccharis tandiliensis*) para la construcción de sus nidos, como ya ha sido reportada la preferencia de esta última por estas especies vegetales (Carrizo y Delhey 2008; Trofino-Falasco *et al.* 2022).

Es fundamental identificar las especies vegetales que las aves seleccionan como sustratos de nidificación, ya que pueden influir tanto en el éxito reproductivo como en la vulnerabilidad de las especies, especialmente en ambientes sometidos a disturbios (Browne *et al.* 2021; Colombo y Segura 2023). El pastizal está sujeto a constantes disturbios que alteran la estructura, altura y composición específica de la vegetación nativa (Bilenca y Miñarro 2004). Estos disturbios tienen implicancias directas sobre la abundancia, hábitat de nidificación y éxito reproductivo de las aves de pastizal, que sumado a la falta de áreas protegidas, ponen en riesgo la conservación de estas especies (Cardoni *et al.* 2012; Azpiroz *et al.* 2012). Estos resultados sugieren la necesidad de tener en cuenta la información sobre la selección del hábitat y requerimientos de nidificación de las aves de pastizal para guiar esfuerzos de conservación y desarrollar estrategias de manejo del Pastizal Serrano que sean amigables con estas especies y con la vida silvestre en general.

Capítulo 5 – Fenología e historias de vida de las aves de pastizal

Resumen

La reproducción en las aves es un factor crítico relacionado íntimamente con la productividad de sus poblaciones y sensibilidad a cambios en el ambiente. En este sentido, el conocimiento de los aspectos de la biología reproductiva es una herramienta clave para entender sus historias de vida, tendencias poblacionales y requerimientos ecológicos. Para la gran mayoría de las aves del pastizal pampeano estos aspectos aún han sido poco explorados. En este capítulo se describen los principales parámetros reproductivos de las aves de pastizal en el Sistema de Tandilia, estimando: 1) la extensión de la temporada reproductiva y fenología, 2) la historia de vida de las especies, y 3) los parámetros asociados al éxito reproductivo como son la supervivencia de huevos y pichones, el éxito de eclosión y la productividad. Se evalúan las diferencias en algunas de estas características entre los distintos gremios tróficos de aves de pastizal. La fecha más temprana de inicio de nidadas fue el 21 de septiembre, y la más tardía el 10 de marzo, donde la mayoría de las nidadas se concentraron entre octubre y enero, con un pico de actividad durante el mes de noviembre. La fenología fue diferente de acuerdo al gremio trófico, lo que podría relacionarse con la disponibilidad de alimento que aprovechan los distintos grupos en los sitios de nidificación. Los picos de inicio de nidadas en las aves granívoras, que suceden hacia fines de primavera e inicio del verano, coinciden con una mayor producción de semillas del pastizal. Las aves omnívoras presentaron una actividad reproductiva más extensa, que puede deberse a que son especies más oportunistas y se adaptan a la oferta alimenticia disponible. Las aves insectívoras iniciaron más tempranamente su actividad reproductiva y podrían estar respondiendo a la abundancia de insectos en el pastizal. Las historias de vida de las aves en el Pastizal Serrano del sistema de Tandilia parecen coincidir con las descritas para otras regiones. Los valores de productividad estuvieron por encima de un volantón por nidada iniciada, aunque en el caso de *Asthenes hudsoni* y *Donacospiza albifrons* fue preocupantemente baja, necesitando al menos dos nidadas para producir un solo volantón. Conocer la fenología de las especies y gremios de aves de pastizal, permitirá coordinar, alinear y planificar acciones de manejo del pastizal para disminuir el impacto sobre la cría de las aves, sobre todo de aquellas especies con valores muy bajos de productividad y en un contexto de rápido reemplazo de los pastizales naturales por otros usos de suelo.

Marco teórico

La reproducción es un proceso fundamental de la historia de vida de las aves ya que es el mecanismo por el cual las especies pueden perpetuarse en el tiempo, evolucionar y adaptarse a su entorno (Ricklefs 1990). La comprensión de las variaciones en las estrategias reproductivas de las aves ha sido uno de los principales objetivos de los estudios de las historias de vida en las mismas (Martin 1987; Roff 1992; Stearns 1992). Dentro del período reproductivo, las historias de vida de las especies se componen de ciertos rasgos específicos, como lo son el tamaño de nidada, el número de crías por temporada, el período de incubación y cría, la duración de la temporada reproductiva, entre otras (Ferretti *et al.* 2005; Storchová y Hořák 2018).

La reproducción en las aves es un factor crítico en sus ciclos de vida, y está íntimamente relacionada al éxito reproductivo de los individuos y a la productividad de sus poblaciones (Martin 1995). En este sentido, el conocimiento de los aspectos básicos de la biología reproductiva de las especies es una herramienta clave para entender sus historias de vida, tendencias poblacionales y requerimientos ecológicos en el marco de las condiciones cambiantes de sus hábitats (Hansell 2000; Xiao *et al.* 2017). Se ha documentado que algunas de las principales fuerzas moduladoras de la historia de vida de las aves son la disponibilidad de alimento y la depredación de nidos, ya que influyen en el tamaño de las nidadas, la cantidad de pichones que los padres pueden criar, el cuidado parental (i.e., comportamiento de incubación, tasa de alimentación de los pichones, etc.) (Martin 1987; Ferretti *et al.* 2005). Así, conocer estos aspectos de la biología reproductiva resulta fundamental para poder realizar inferencias certeras sobre el estado de las poblaciones (Gill 2007).

El período de nidificación es un momento crítico para la supervivencia de las aves (Ibáñez-Álamo *et al.* 2015). Este período se compone de una serie de estadios que debe atravesar un nido para ser exitoso, como la construcción del mismo, la puesta de huevos, la incubación y crianza de pichones. Cada una de estas etapas está afectada por diferentes presiones del ambiente, que han actuado como fuerzas moduladoras de los comportamientos reproductivos (Chalfoun *et al.* 2002). Por este motivo, las aves son particularmente sensibles a los factores ambientales durante su reproducción, y muchas especies son buenas indicadoras de la calidad o condiciones del hábitat (Jehle *et al.* 2004). Por ejemplo, se ha comprobado que en ambientes estacionales la disponibilidad de alimento afecta la reproducción de las aves, donde la abundancia de recursos alimenticios es un factor crucial que rige el “timing” de las actividades reproductivas de los distintos gremios tróficos (Poulin *et al.* 1992; Isacch y Martínez 2001). En este sentido, los eventos reproductivos deben sincronizarse con los picos de recursos para garantizar la producción

y el crecimiento de la descendencia (McKinnon *et al.* 2012). Por este motivo, es de esperarse que los intentos reproductivos de los gremios tróficos estén sincronizados con la disponibilidad de alimento que los mismos aprovechan a medida que avanza la temporada reproductiva (Isacch y Martínez 2001).

Dentro de este panorama general, los estudios de biología reproductiva sobre las aves están muy concentrados en especies del hemisferio norte, particularmente de zonas templadas de Europa y Estados Unidos, desde donde se han establecido la mayoría de los patrones generales (Martin 1996; Xiao *et al.* 2017). La información sobre la biología reproductiva de las aves del pastizal pampeano es variable (Cozzani *et al.* 2004; Di Giacomo *et al.* 2011b; Cardoni *et al.* 2012; Pretelli y Isacch 2013; Colombo *et al.* 2021; Browne *et al.* 2021). Mientras que en algunas especies esta información está bien documentada, para una gran cantidad de especies (incluso consideradas como abundantes) los datos disponibles sobre los parámetros reproductivos provienen únicamente de registros aislados de nidadas (de la Peña 2013; Xiao *et al.* 2017). Esta información es fundamental para entender la dinámica de sus poblaciones y también para desarrollar estrategias de manejo y conservación para las especies de aves de pastizal amenazadas de la región.

El objetivo de este capítulo es estimar los principales parámetros reproductivos de las aves de pastizal del Sistema de Tandilia. Los objetivos particulares se enfocan en describir: 1) la extensión de la temporada reproductiva y la fenología (distribución temporal y períodos con mayor número de inicios de nidadas y de pichones), 2) la historia de vida de las especies (tamaños de nidada, duraciones de los estadios de puesta, incubación y cría, y duración de la temporada reproductiva), y 3) los parámetros asociados al éxito reproductivo como son la supervivencia de huevos y pichones, el éxito de eclosión y la productividad. Se evalúan las diferencias de la fenología y duración de la temporada reproductiva entre los distintos gremios tróficos de aves de pastizal, y se comparan los resultados obtenidos con el conocimiento previo de las especies. La hipótesis planteada establece que existen diferencias en estos parámetros reproductivos entre los distintos grupos ecológicos de aves de pastizal. Además se brinda información para proponer acciones de manejo que se adecúen a los requerimientos de nidificación de cada grupo de aves de pastizal en la región.

Métodos

Sitio de estudio y localización de los nidos

Se utilizaron los nidos descritos en el capítulo anterior (ver Resultados en el Capítulo 4), por lo que los sitios de muestreo, las temporadas reproductivas analizadas y la metodología de

localización de los nidos son similares a los descritos anteriormente (para más detalles ver el Capítulo 2).

Monitoreo de los nidos

La fecha de inicio de cada nido se realizó de forma directa cuando el nido fue encontrado durante la construcción o puesta de huevos, y en forma indirecta cuando fue encontrado en incubación o con pichones a través de la fecha de eclosión (asumiendo un período de incubación y tamaño modal de puesta dependiendo de cada especie, e inicio de la incubación con la puesta del último huevo). El período de incubación se definió como el intervalo de días desde la puesta del último huevo hasta la eclosión del primer pichón, y el período de cría se definió como el intervalo de días desde la eclosión del primer pichón hasta que los pichones abandonaron exitosamente el nido (Pretelli y Isacch 2013).

Los nidos fueron monitoreados cada 2 a 4 días, desde la fecha de encuentro hasta que los pichones abandonaran el nido o éste fuera depredado o abandonado (ver detalle en Métodos del Capítulo 6). Con los datos obtenidos del monitoreo de cada nido se estableció: 1) fecha de inicio del nido (puesta del primer huevo); 2) fecha de inicio de la incubación; 3) fecha de eclosión (primer pichón en nacer); 4) fecha en que los pichones abandonan exitosamente el nido o fecha de fracaso del nido.

Análisis de los datos

Fenología: Para los nidos que fueron encontrados durante la incubación y que no llegaron hasta la etapa de pichones, se asumió que estaban en la mitad de la incubación y en base a eso se estableció la fecha de inicio del nido (Segura *et al.* 2015). De acuerdo a la fecha de inicio del nido, se asignó cada nido a una de las 11 quincenas que duró cada temporada reproductiva: 1° quincena (Sept 15 = del 21 septiembre al 30 septiembre), 2° quincena (Oct 1 = del 1 octubre al 14 octubre), 3° quincena (Oct 15 = del 15 al 31 octubre), etc. Con esta información, se estimó la distribución de los mismos que inician la puesta en cada quincena en las temporadas reproductivas analizadas, primero para las especies que se contaba con mayor número de nidos, y luego agrupando según el gremio alimenticio al que pertenecen (i.e.; granívoras, omnívoras e insectívoras). Luego, se compararon los momentos de mayor actividad de inicio de nidadas entre los gremios tróficos para analizar si existen diferencias entre los mismos.

Historias de vida: Para cada nido se estableció la duración de los estadios de puesta, incubación y cría. Para calcular el tamaño de puesta de las especies, se utilizaron sólo los nidos encontrados en etapas de construcción, puesta o incubación temprana, ya que a medida que avanza

la incubación podría haber eventos de reducción de nidada (i.e., pérdida parcial de huevos a lo largo del periodo de incubación; Colombo 2022). Teniendo en cuenta estos datos, se seleccionaron las especies con las que se contó con un mayor N de nidos, se las agrupó en los distintos gremios tróficos y se comparó la duración promedio de la temporada reproductiva de los mismos.

Parámetros del éxito reproductivo: El número de huevos o pichones en cada nido fue cuantificado en cuatro momentos del ciclo reproductivo: a) al finalizar la puesta (tamaño de puesta), b) al final del período de incubación (huevos al momento de la eclosión), c) inmediatamente después de la eclosión (huevos eclosionados), y d) antes de que los pichones abandonen exitosamente el nido (volantones; Berkunsky 2010). Para cada nido se estimó la supervivencia de huevos (i.e., la proporción de los huevos puestos que completaron el periodo de incubación); el éxito de eclosión (i.e., la proporción de huevos que sobrevivieron hasta el momento de la eclosión y que produjeron pichones); y la supervivencia de pichones (i.e., la proporción de los pichones nacidos que lograron abandonar exitosamente el nido, es decir volantones) (Berkunsky 2010). Además se calculó la productividad como el número total de volantones sobre el total de nidadas iniciadas.

Resultados

Fenología: La temporada reproductiva se extendió desde fines de septiembre hasta principios de marzo ($N = 126$ nidos). La fecha más temprana en que se detectó una puesta de huevos fue el 21 de septiembre de 2019 y la fecha más tardía el 10 de marzo de 2020. El último volantón abandonó el nido el 1 de marzo de 2019. El 98% de las nidadas se iniciaron entre la primer quincena de octubre y la primera de febrero.

Las especies que iniciaron la puesta más temprano fueron algunos ictéridos de pastizal como el Pecho Amarillo Chico y la Loica; mientras que el Corbatita estuvo entre las especies más tardías (Fig. 5.1). Las granívoras mostraron actividad de inicio de nidadas entre fines de octubre y fines de enero, con dos picos de mayor número de nidos iniciados: el primero (y el más marcado) se registró durante la primer quincena de noviembre, y el segundo pico hacia principios de enero (Fig. 5.2). Las omnívoras tuvieron una actividad de inicio de nidadas más extensa y también mostraron un patrón de dos picos de inicios de nidadas, donde el primero fue el más marcado y se ubicó en la segunda quincena de octubre, mientras que el segundo pico abarcó todo el mes de enero (Fig. 5.2). La actividad en general disminuyó progresivamente hacia fines de la temporada reproductiva. Las insectívoras presentaron la actividad de inicio de nidadas más temprana, que fue desde fines de septiembre hasta principios de febrero. El período de mayor actividad se ubicó

entre fines de octubre y fines de noviembre, con una leve merma de nidos iniciados entre ambos períodos (Fig. 5.2).

Historias de vida: Se encontraron y monitorearon 222 nidos. El 18% ($N = 39$) de los nidos se encontró en construcción, el 10% ($N = 22$) en puesta, el 47% ($N = 105$) en incubación y el 25% ($N = 56$) en estadio de crianza de pichones. La duración de la temporada reproductiva para las especies varió entre 43 días, para el Corbatita y 137 días para el Espartillero Pampeano (Tabla 5.1). La Tabla 5.1 muestra la duración promedio de los estadios de puesta, incubación y cría, así como la de los ciclos de nidificación y temporada reproductiva para las especies con que se contó con un mayor número de nidos. Para estas mismas especies, se muestran los tamaños de nidada en la Tabla 5.2. Agrupando estas especies según gremios alimenticios, la duración promedio de la temporada reproductiva de las aves granívoras fue de 77 ± 34 días ($N = 2$), mientras que para las omnívoras fue de 114 ± 5 días ($N = 2$), y para las insectívoras fue de 98 ± 8 días ($N = 6$).

Parámetros asociados al éxito reproductivo: Los resultados de la supervivencia de huevos, éxito de eclosión, supervivencia de pichones y productividad de las especies con que se contó con un mayor número de nidos se muestran en la Tabla 5.2. La productividad varió en un rango desde 1,7 volantones/nidada iniciada en el Verdón, a 0,4 volantones/nidada iniciada en el Espartillero pampeano.

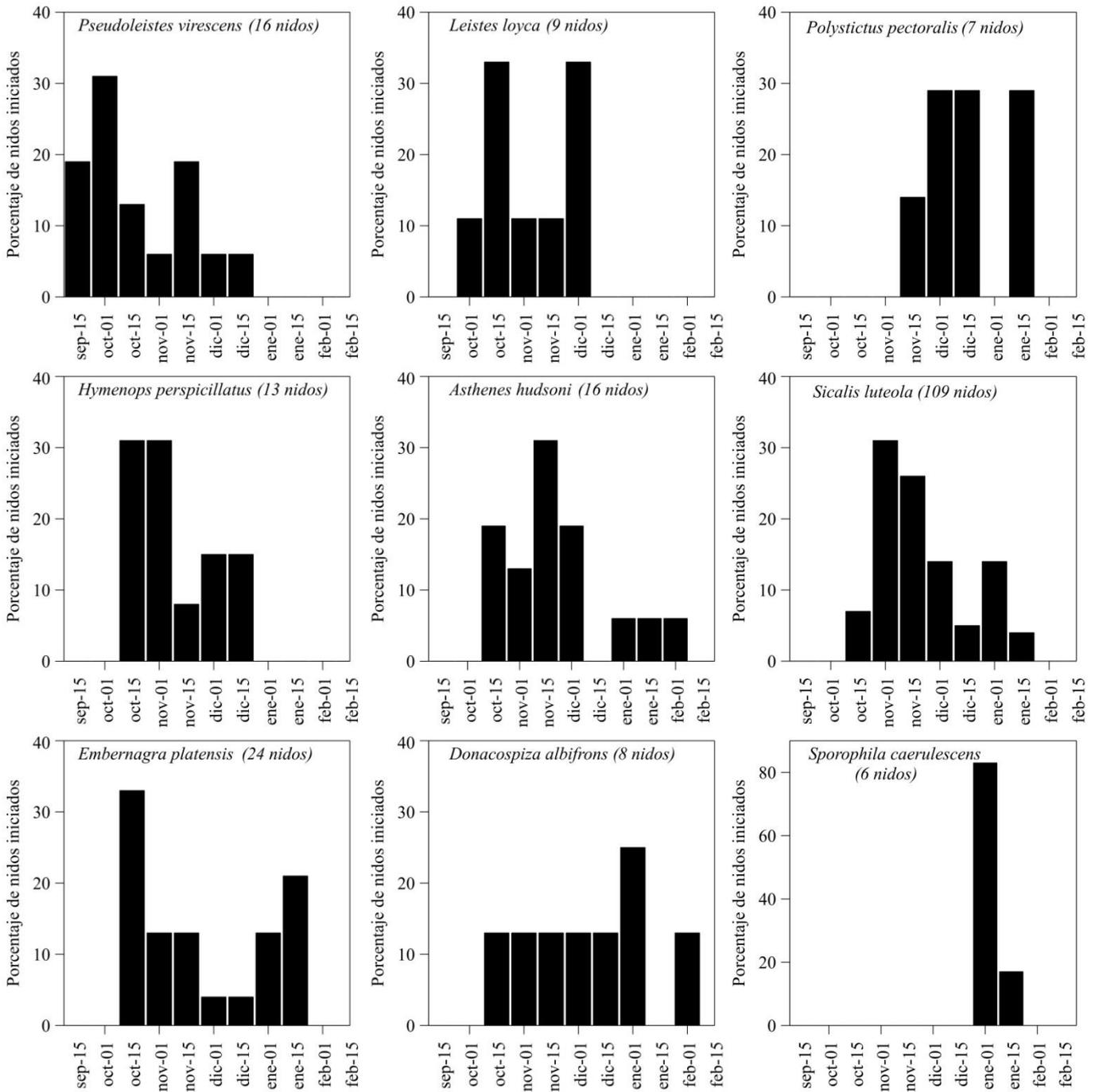


Figura 5.1. Porcentaje de nidos que inician la puesta en las temporadas reproductivas 2018-2019, 2019-2020 y 2020-2021 para algunas aves de pastizal del Sistema de Tandilia.

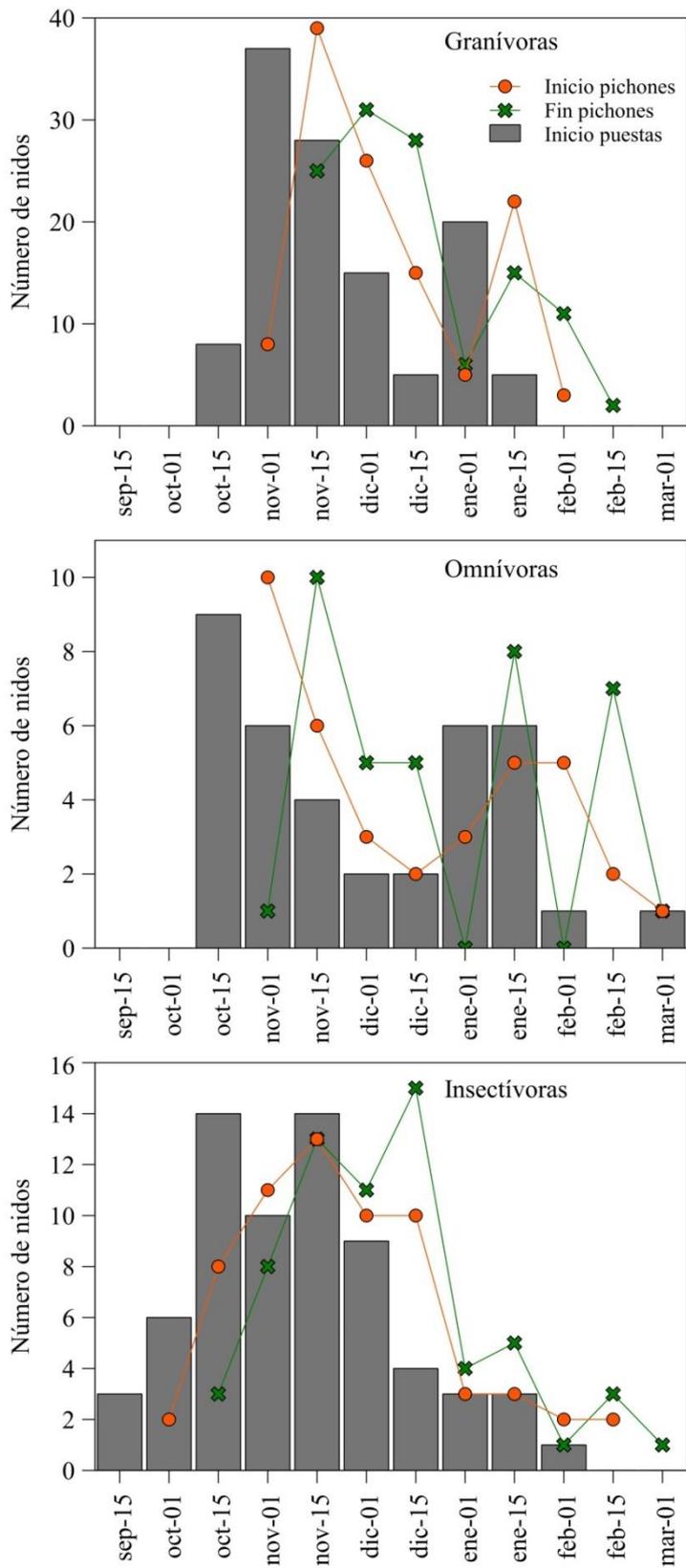


Figura 5.2. Número de nidos que inician la puesta con sus intervalos de inicio y fin de pichones, en las temporadas reproductivas 2018-2019, 2019-2020 y 2020-2021, y según gremios tróficos de aves de pastizal del Sistema de Tandilia.

Tabla 5.1. Duración en días de la historia de vida, ciclo del nido y temporada reproductiva para 10 especies de aves de pastizal monitoreadas entre 2018 y 2021 en el Pastizal Serrano del sistema de Tandilia. Las duraciones de puesta, incubación y cría se expresan como promedio \pm EE (Min - Max, N).

Especie	Puesta	Incubación	Cría	Ciclo del nido	Extensión de temporada reproductiva
<i>Asthenes hudsoni</i>	3 \pm 0,2 (2 - 4, 9)	15 \pm 0,1 (14 - 15, 7)	11,5 \pm 0,5 (11 - 12, 2)	29,5	137
<i>Polystictus pectoralis</i>	4,1 \pm 0,4 (3 - 5, 7)	14,3 \pm 0,5 (13 - 15, 4)	12 \pm 0,6 (11 - 13, 4)	30,4	92
<i>Hymenops perspicillatus</i>	2,7 \pm 0,4 (2 - 3, 3)	15,5 \pm 0,2 (15 - 16, 2)	12,5 \pm 0,2 (12 - 13, 2)	30,7	96
<i>Cistothorus platensis</i>	3,2 \pm 0,25 (3 - 4, 5)	13,8 \pm 0,1 (13 - 14, 4)	11,7 \pm 0,2 (11 - 12, 3)	28,7	77
<i>Leistes loyca</i>	3,2 \pm 0,25 (3 - 4, 5)	13,8 \pm 0,1 (13 - 14, 4)	12,0 \pm 0,2 (11 - 13, 4)	29,0	91
<i>Pseudoleistes virescens</i>	3,5 \pm 0,6 (2 - 5, 11)	14,7 \pm 0,3 (13 - 17, 9)	11,3 \pm 0,4 (10 - 13, 7)	29,5	93
<i>Sicalis luteola</i>	3,3 \pm 0,1 (2 - 4, 24)	11,8 \pm 0,2 (10 - 13, 18)	10,6 \pm 0,2 (9 - 11, 9)	25,7	112
<i>Sporophila caerulea</i>	1 (1)	11 (1)	10 (1)	22,0	43
<i>Embernagra platensis</i>	2,8 \pm 0,4 (2 - 4, 9)	12,3 \pm 0,1 (12 - 13, 9)	11,3 \pm 0,2 (10 - 12, 9)	26,4	120
<i>Donacospiza albifrons</i>	2,2 \pm 3,8 (2 - 3, 5)	11,3 \pm 1,8 (11 - 12, 3)	11,0 \pm 1,8 (11 - 11, 1)	24,5	109

Tabla 5.2. Tamaño de nidadas y algunos parámetros del éxito reproductivo para 10 especies de aves de pastizal observadas entre 2018 y 2021 en el Pastizal Serrano del sistema de Tandilia. Los valores se expresan como promedio \pm EE (Min - Max, N). La productividad está expresada como número de volantones por nidada iniciada.

Especie	Tamaño nidadas			Parámetros del éxito reproductivo			
	Huevos	Pichones	Volantones	Supervivencia huevos	Éxito eclosión	Supervivencia pichones	Productividad
<i>Asthenes hudsoni</i>	3,1 \pm 0,1 (3 - 4, 10)	3 \pm 0 (3 - 3, 6)	2,5 \pm 0,5 (2 - 3, 2)	0,9 \pm 0,1 (0,5 - 1, 6)	1 \pm 0 (1 - 1, 3)	0,8 \pm 0,2 (0,7 - 1, 2)	0,4
<i>Polystictus pectoralis</i>	2,6 \pm 0,2 (2 - 3, 7)	2,5 \pm 0,3 (2 - 3, 4)	1,7 \pm 0,5 (1 - 3, 4)	0,9 \pm 0,1 (0,5 - 1, 6)	0,9 \pm 0,1 (0,7 - 1, 4)	0,7 \pm 0,1 (0,5 - 1, 4)	1,0
<i>Hymenops perspicillatus</i>	2,2 \pm 0,2 (2 - 3, 5)	2 \pm 0 (2 - 2, 5)	1,7 \pm 0,2 (1 - 2, 6)	1 \pm 0 (1 - 1, 3)	1 \pm 0 (1 - 1, 2)	0,9 \pm 0,1 (0,5 - 1, 5)	1,1
<i>Cistothorus platensis</i>	4,2 \pm 1,1 (4 - 5, 6)	4,3 \pm 1,8 (4 - 5, 3)	4,5 \pm 1,4 (4 - 5, 2)	0,8 \pm 0,6 (0,3 - 1, 4)	1 \pm 0,5 (1 - 1, 3)	1 \pm 0,7 (1 - 1, 2)	1,5
<i>Leistes loyca</i>	3,2 \pm 0,4 (2 - 4, 5)	2,8 \pm 0,4 (2 - 4, 5)	2,2 \pm 0,7 (0 - 4, 5)	0,9 \pm 0,1 (0,8 - 1, 3)	0,7 \pm 0 (0,7 - 0,8, 3)	1 \pm 0 (1 - 1, 3)	1,2
<i>Pseudoleistes virescens</i>	4,3 \pm 0,5 (2 - 6, 7)	2,9 \pm 0,4 (1 - 5, 9)	2,1 \pm 0,5 (1 - 4, 7)	0,8 \pm 0,1 (0,5 - 1, 5)	0,7 \pm 0,1 (0,5 - 1, 5)	0,8 \pm 0,1 (0,5 - 1, 6)	0,9
<i>Sicalis luteola</i>	4,4 \pm 0,2 (3 - 6, 18)	4,3 \pm 0,1 (3 - 6, 46)	3,8 \pm 0,1 (1 - 5, 46)	0,7 \pm 0 (0 - 1, 85)	0,9 \pm 0 (0,3 - 1, 55)	1 \pm 0 (0,7 - 1, 47)	1,6
<i>Sporophila caeruleascens</i>	2 (1)	2,3 \pm 0,3 (2 - 3, 4)	1,5 \pm 0,5 (1 - 2, 2)	-	1 (1)	0,8 \pm 0,3 (0,5 - 1, 2)	0,5
<i>Embernagra platensis</i>	3,6 \pm 0,2 (3 - 5, 12)	3 \pm 0,3 (1 - 5, 18)	3,1 \pm 0,3 (1 - 5, 13)	1 \pm 0 (0,6 - 1, 10)	0,8 \pm 0,1 (0,3 - 1, 12)	1 \pm 0 (0,8 - 1, 11)	1,7
<i>Donacospiza albifrons</i>	3,2 \pm 0,2 (3 - 4, 5)	2,4 \pm 0,7 (0 - 4, 5)	3 \pm 0 (3 - 3, 2)	0,9 \pm 0,1 (0,7 - 1, 3)	1 (1)	1 (2)	0,8

Discusión

Éste es el primer estudio sobre la nidificación del ensamble de aves de pastizal del Sistema de Tandilia que cuenta con un número importante de nidos monitoreados exhaustivamente, y representa un avance en el conocimiento de las aves del pastizal pampeano. Entre los principales resultados, se destacan: 1) la extensión de la temporada reproductiva, abarcando casi seis meses entre el primer y último nido activo; 2) la variación en la fenología entre los gremios de aves de pastizal, con picos de inicio de nidada diferentes para granívoras, omnívoras e insectívoras; 3) la similitud de los valores de tamaños de nidada y duración de los estadios de puesta, incubación y cría, al comparar con estudios previos en las mismas especies o en especies similares; y 4) la variación en la productividad entre las especies de aves de pastizal, con valores preocupantemente bajos para algunas especies.

La temporada reproductiva de las aves de pastizal duró casi seis meses, desde fines de septiembre hasta principios de marzo, y la mayoría de las nidadas se concentraron entre octubre y enero, siendo noviembre el mes con mayor inicio de nidadas. Aunque la temporada reproductiva fue extensa, los meses con mayor número de nidos iniciados coinciden con los valores reportados para las aves de pastizal en la región (Azpiroz 2008; Cozzani y Zalba 2009; Pretelli *et al.* 2013; Colombo 2022). Los períodos con mayor número de inicios de nidadas de las aves de pastizal podrían estar relacionados con una mayor disponibilidad de alimento (e.g. semillas o insectos) en los sitios de nidificación (Isacch y Martínez 2001). Así por ejemplo, los picos de inicio de nidadas en las aves granívoras, que suceden hacia fines de primavera e inicio del verano, podrían estar relacionados con la mayor producción de semillas del pastizal (Isacch y Martínez 2001). Por ejemplo, se ha reportado que el Misto y el Corbatita aprovechan la producción de semillas de paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) y algunas especies de cardos durante el verano para obtener alimento (Comparatore *et al.* 1996; Murillo *et al.* 2007). La paja colorada representa la mayor biomasa vegetal de los pastizales de la región, y sus períodos de floración y producción de semillas ocurren entre inicios de la primavera y principios de verano (Lattera *et al.* 1994; Frangi y Bottino 1995). Las flechillas, otras gramíneas típicas de la zona de estudio (i.e., géneros *Nasella* y *Piptochaetium*) florecen a partir de septiembre y mantienen sus semillas hasta fines del verano, por lo que podrían estar funcionando como fuente de alimento para las aves granívoras (Frangi y Bottino 1995; Cialdella *et al.* 2013).

Las aves omnívoras presentaron la actividad reproductiva más extensa de todos los gremios alimenticios, y esto puede deberse a que son especies más oportunistas y se adaptan a la oferta alimenticia disponible. Por ejemplo, se ha reportado que el Verdón varía su dieta entre invierno y verano, alimentándose principalmente de insectos y en menor medida de semillas durante la temporada reproductiva (Ferman y Montalti 2010).

Las aves insectívoras iniciaron más tempranamente su actividad reproductiva y podrían

estar respondiendo a la abundancia de insectos en el pastizal (Pretelli *et al.* 2014). Estas nidadas tempranas desde fines de septiembre estuvieron lideradas por el Pecho Amarillo Chico, y esto coincide con lo reportado para esta especie en pastizales de la pampa deprimida (Mermoz y Reboreda 1998). Los pastizales pampeanos albergan una amplia diversidad de artrópodos que incluye especies depredadoras, polinizadoras y herbívoras (Sabatino *et al.* 2010; Mariottini *et al.* 2011; Schwerdt *et al.* 2014). Tanto para los artrópodos depredadores y polinizadores, se observa una mayor abundancia de los mismos entre los meses de septiembre y diciembre, con un pico en el mes de noviembre (Schwerdt *et al.* 2014; Sabatino Malena *et al.* 2021). Los acridios, insectos herbívoros más abundantes del pastizal, cuentan con altas densidades de ninfas tempranas en los pastizales pampeanos a mediados de la primavera (octubre-noviembre), alcanzan su máxima abundancia entre noviembre y mediados de diciembre, y la mayor proporción de adultos se observa a partir de enero (Branson *et al.* 2006; Mariottini *et al.* 2011). Estos resultados aportan información valiosa para comprender la sincronización de la reproducción de las aves de pastizal con los recursos alimenticios disponibles. Sin embargo, todavía hace falta una investigación más exhaustiva sobre estos aspectos, sumado a que existen pocos estudios acerca de la dieta de aves de pastizal y la dinámica de consumo de alimento por parte de adultos y pichones a lo largo de la temporada reproductiva (Pretelli *et al.* 2014).

Las historias de vida de las aves en los remanentes de Pastizal Serrano en el sistema de Tandilia no parecen mostrar grandes diferencias con las descritas para otras regiones. Tanto los tamaños de nidada, como la duración de los estadios de puesta, incubación y cría fueron en su mayoría similares a los reportados en estudios previos en las mismas especies o especies similares de aves en otros pastizales naturales (Di Giacomo *et al.* 2011b; Pretelli *et al.* 2013; Llambías *et al.* 2018).

La productividad fue mayor para las aves omnívoras, seguido de las granívoras. Si bien estos valores estuvieron por encima de un volantón por nidada iniciada, algunas especies que obtuvieron un alto número promedio de volantones por nido exitoso mostraron una productividad preocupantemente baja (Trofíno-Falasco *et al.* 2022). Este es el caso del Espartillero Pampeano (*Asthenes hudsoni*) y el Cachilo Canela (*Donacospiza albifrons*), donde se observó un promedio de hasta tres volantones pero con valores de productividad muy por debajo de la unidad. Esto significa que para estas especies se necesitan al menos iniciar dos nidadas para producir un solo volantón. Conocer la productividad de las poblaciones es fundamental para manejar las especies amenazadas, ya que este parámetro permite estimar y predecir el potencial máximo de crecimiento y recuperación de una población (Sutherland 2000).

Las estrategias de conservación para las aves de pastizal deben necesariamente contemplar las prácticas productivas que se realizan sobre los pastizales (Sample y Mossman 1997; Vaccaro *et al.* 2020). Conocer la fenología de las especies y gremios de aves de pastizal, permitirá coordinar, alinear y planificar acciones de manejo del pastizal para disminuir el impacto

sobre la cría de las aves, sobre todo de aquellas especies con valores muy bajos de productividad. Por ejemplo, se podrían identificar las épocas de mayor actividad de pichones de los distintos gremios tróficos, y durante esos períodos, manejar los pastizales donde nidifican estas especies de forma tal que se garantice una buena oferta alimenticia para las aves, aumentando la productividad de las especies y manteniendo poblaciones sostenibles a largo plazo (Stanton *et al.* 2018; Vaccaro *et al.* 2020).

La naturaleza variable de los ecosistemas de pastizal exige estudios a gran escala espacial y temporal en los pastizales de la región Pampeana (Azpiroz 2008). Incluso con un bajo número de observaciones para algunas especies, este estudio proporciona una línea de base útil para futuras investigaciones en la región. Es importante resaltar el valor del Pastizal Serrano del Sistema de Tandilia y la importancia de monitorearlos para asegurar la conservación de las aves que nidifican en este hábitat, en especial en el contexto de su rápido reemplazo por otros usos de suelo en las últimas décadas (Agra *et al.* 2015).

Capítulo 6 – La supervivencia de nidos en aves de pastizal y el rol de la depredación

Resumen

La depredación de nidos es la principal causa de fracaso reproductivo de las aves de pastizal, donde variables del sitio de nidificación y temporales son las que más influyen. Si bien este fenómeno ha sido bien documentado, la identidad de los depredadores aún es incierta en varias regiones del pastizal pampeano. En este capítulo se modelan las tasas de supervivencia diaria a la depredación (en inglés, *Daily Survival to predation Rate*, DSpR) de los nidos en aves de pastizal en función de algunas variables del sitio de nidificación (e.g., altura del nido, ocultamiento, tipo de ambiente y altura de vegetación, etc.), y variables temporales (e.g., momento de la temporada reproductiva, etc.). Además se caracteriza el ensamble de depredadores, y se evalúa el uso de defensas antrópicas contra los mismos en nidos de aves de pastizal. Se monitorearon los nidos durante tres temporadas reproductivas consecutivas (2018-2020), y entre 2016-2021 se colocaron cámaras trampa para identificar eventos de depredación de nidos y caracterizar el ensamble de depredadores. Para el modelado de la DSpR, se consideraron como nidos exitosos aquellos que sobrevivieron a la depredación, y fracasados los que fueron depredados. Se evaluó la abundancia de los depredadores a través de su ocupación naïve (i.e., N sitios con detecciones / N total de sitios) y la tasa de captura (i.e., N de capturas / días-trampa x 100). Además, se instalaron 23 defensas contra depredadores en nidos de siete especies de aves de pastizal. La DSR global fue 0,9446, con un éxito de nidificación promedio para todos los nidos y especies de 20%. La DSpR global fue 0,9546, con un éxito de nidificación promedio de 27% (rango 21-34%). Los mejores modelos para explicar la DSpR incluyeron las covariables ocultamiento, altura del nido y tipo de ambiente (con efectos positivos en la supervivencia de los dos primeros, y mayor supervivencia en pajonal), y el momento de la temporada (con un efecto negativo). Se registraron 19 eventos de depredación correspondientes al zorro pampeano, gato montés, peludo, Chimango y lagarto overo. El fototrampeo arrojó que los depredadores más abundantes mostraron ocupaciones naïve desde un 32%, y tasas de captura entre un 34 y 4%, que correspondieron al zorro pampeano (el más abundante), seguido del peludo, el zorrino y el gato montés. El 61% de los nidos equipados con defensas fue exitoso, logrando frustrar 55 intentos de depredación. Al igual que en otros pastizales, la depredación fue la principal causa de fracaso reproductivo (80% de las pérdidas de nidadas). Mantener una estructura de vegetación que garantice ciertos niveles de ocultamiento y altura de construcción de los nidos en sitios de pajonal, podría impactar positivamente en la DSR a la depredación, donde las defensas pueden reducir las tasas de depredación y aumentar el éxito reproductivo de las aves de pastizal.

Marco teórico

La depredación de huevos y pichones ha sido identificada como la principal causa de fracaso de nidos en la mayoría de las especies de aves de diversos ecosistemas, siendo las aves de pastizal las que poseen las tasas de depredación más altas (Ricklefs 1969; Martin 1993b). Las tasas de depredación de nidos varían entre especies, dependiendo en gran parte de la ubicación del nido, las características del sitio de nidificación y variables temporales, como el momento de la temporada reproductiva y la edad del nido (Lack 1968; Devries *et al.* 2018).

Los nidos son depredados por una comunidad diversa de depredadores que abarcan una amplia gama de tamaños y taxa (Pietz *et al.* 2012). Si bien esta causa de fracaso está ampliamente estudiada en aves de pastizal, la identidad de muchos depredadores aún es incierta y el uso de cámaras trampa se recomienda para obtener una mejor comprensión de este fenómeno (Browne *et al.* 2021). En pastizales de Argentina, se han identificado algunos depredadores de nidos gracias a esta herramienta, como la Culebra Ratonera (*Philodryas trilineata*), el zorro gris (*Lycalopex griseus*) y el Halconcito Colorado (*Falco sparverius*) en pastizales de Mendoza y el zorro de monte (*Cerdocyon thous*) en Corrientes (Browne *et al.* 2021; Jefferies *et al.* 2021). Al igual que en otros ambientes, en los pastizales pampeanos se han diezmando poblaciones locales de depredadores tope (Carman 1984; De Lucca y Chimento 2020), lo que puede desencadenar en una mayor abundancia de mesodepredadores (“hipótesis de la liberación de mesodepredadores”; Davis *et al.* 2018). La alta abundancia de mesodepredadores se ha asociado con una mayor mortalidad de nidos y con una disminución de la diversidad de especies de aves (Crooks y Soulé 1999; Schmidt 2003). En este sentido, es fundamental conocer la abundancia e identidad de los depredadores para comprender su impacto en la biología de nidificación de las aves y en la tasa de supervivencia de los nidos a la depredación (Benson *et al.* 2010).

En los pastizales pampeanos, la depredación de los nidos de aves de pastizal también es la principal causa de fracaso de los mismos y sus tasas de supervivencia suelen ser por debajo del 50% (Pretelli y Isacch 2013; Cardoni *et al.* 2017; Colombo *et al.* 2021). Estos valores son preocupantes, ya que muchas poblaciones de aves de pastizal están en retroceso y con graves problemas de conservación (Azpiroz *et al.* 2012). Es fundamental realizar estimaciones de la supervivencia de los nidos y explorar qué características del hábitat tienen mayor influencia en este parámetro, ya que esta información nos puede brindar aproximaciones sobre las tendencias poblacionales de las especies (Martin y Geupel 1993). Hay una gran cantidad de propiedades del hábitat que se cree afectan el éxito reproductivo debido a su influencia sobre la depredación de nidos. Sin embargo, debido a que la comunidad de depredadores es propia de cada región o sistema en estudio, la influencia de las características del hábitat sobre la depredación de nidos es difícil de generalizar (Benson *et al.* 2013; Vetter *et al.* 2013). Entre las variables más estudiadas que afectan la supervivencia de nidos, se encuentran la fragmentación del hábitat (Chalfoun *et al.*

2002; Stephens *et al.* 2004) y la cercanía a los bordes de hábitat, que pueden favorecer la presencia de ciertos depredadores (Lahti 2001; Renfrew y Ribic 2003; Jensen y Finck 2004), y por consiguiente aumentar las tasas de depredación. Sin embargo, los patrones para este “efecto borde” están mejor definidos en bosques, mientras que en aves de pastizal los resultados han sido dispares (Lahti 2001; Jones y White 2012; Keyel *et al.* 2013; Perkins *et al.* 2013; Colombo y Segura 2021; Pretelli *et al.* 2023).

Considerando una escala menor, la supervivencia de nidos se ve afectada por características de la vegetación alrededor de los mismos (Martin 1993a). Un ocultamiento efectivo es fundamental para su éxito, particularmente en aves que no pueden defender sus nidos activamente de los depredadores a través de comportamientos agresivos como sucede en la mayoría de las aves de pastizal (Burhans y Thompson 1998; Flaspohler *et al.* 2000; Jones y Dieni 2007). En los ambientes de pastizal, la estructura de la vegetación del sitio de nidificación, la altura de construcción del nido y el momento de nidificación dentro de la temporada reproductiva parecen ser las características que mayor influencia tienen sobre la supervivencia de los nidos de las aves (Davis 2005; Cardoni *et al.* 2012; Browne *et al.* 2021). Por ejemplo, diversas especies presentan menor supervivencia hacia el final de la temporada (Grant y Shaffer 2012; Segura y Reboreda 2012; Gonzalez *et al.* 2019), así como también la supervivencia puede asociarse negativamente con la edad del nido (Martin *et al.* 2000; Jehle *et al.* 2004; Segura y Reboreda 2012).

Es necesario comprender qué características del ambiente influyen sobre la depredación y supervivencia de los nidos para establecer acciones concretas de manejo que contribuyan a disminuir las tasas de depredación de los nidos y por ende, aumentar el éxito reproductivo de las aves de pastizal amenazadas. Por ejemplo, la protección de nidos mediante el uso de defensas contra depredadores ha sido implementado en algunas especies de aves de pastizal y, en al menos tres casos, se ha encontrado que aumenta el éxito reproductivo y disminuye las tasas de depredación de los nidos (Pucheta *et al.* 2018; Hewett Ragheb *et al.* 2019; Anteau *et al.* 2022).

Los objetivos de este capítulo son: a) modelar las tasas de supervivencia diaria a la depredación (DSpR) de los nidos de aves de pastizal en función de las características del sitio de nidificación y algunas variables temporales como la edad del nido y el momento de la temporada reproductiva, b) caracterizar el ensamble de depredadores de nidos de aves de pastizal en el Sistema de Tandilia y, c) evaluar el uso de defensas contra depredadores en nidos de las aves de pastizal del Sistema de Tandilia. En este contexto se trabajará sobre cinco hipótesis: 1) la supervivencia es menor en nidos más cercanos al borde del parche debido a la mayor exposición a depredadores, 2) los nidos construidos a menor altura del suelo tendrán menor supervivencia por ser más accesibles a depredadores, 3) los nidos construidos en sectores con menor estructura de vegetación tienen menores tasas de supervivencia debido a la mayor exposición ante depredadores, 4) la supervivencia de los nidos no es constante a lo largo de la temporada reproductiva debido a

que las condiciones del hábitat varían durante la temporada reproductiva, y 5) la DSpR disminuye con la edad del nido, ya que el mayor número de visitas parentales al mismo (demanda creciente de alimento por parte de los pichones), aumenta las probabilidades de que depredadores detecten el nido. Se espera que las defensas protejan a los nidos contra los depredadores, resultando en una menor tasa de pérdida de nidos por depredación, y en consecuencia un mayor éxito de nidificación en nidos protegidos versus nidos no protegidos. De ser efectiva, esta herramienta de manejo permitirá establecer sitios protegidos para la reproducción de estas especies de aves del pastizal pampeano, facilitando la recuperación poblacional de las especies amenazadas de la región.

Métodos

Monitoreo de los nidos de aves de pastizal

Para esta parte del estudio se utilizaron los nidos descritos en el Capítulo 4 “Disponibilidad de hábitat y patrones de selección de sitios de nidificación de las aves de pastizal” (ver Métodos), por lo que los sitios de muestreo, las tres temporadas reproductivas analizadas y la metodología de localización de los nidos son las mismas descritas anteriormente. Para cada nido se determinó la fecha de puesta del primer huevo y se consideró a ésta como el día de inicio del nido; además se establecieron los períodos de incubación y cría (para más detalle sobre estas estimaciones ver Métodos del Capítulo 5).

Durante el monitoreo de los nidos, en todos los casos se registró: a) la fecha de encuentro del nido, b) la fecha de puesta del primer huevo (= fecha de inicio), c) la fecha en que el nido fue visto activo por última vez y d) la fecha de la última visita al nido (en la que se constató el destino final del mismo). La fecha de fracaso de un nido se estimó como la fecha intermedia entre la última visita al nido activo y la primera visita en que se constató el fracaso (Mayfield 1975). A la mayoría de los nidos se les instaló una cámara trampa, y cuando se registró un evento de depredación, se estableció con precisión la fecha del evento y se identificó al depredador. Todas las fechas se relativizaron al 21 de septiembre (ver Resultados Capítulo 5).

En cuanto a los destinos de los nidos, una nidada fue considerada exitosa si al menos produjo un volantón y esto fue confirmado por los siguientes criterios: 1) nido con pichón en buenas condiciones en la anteúltima visita y nido no disturbado y en buena condición en la última visita, y/o 2) pichón completamente emplumado presente en el nido en la última visita y volantones vistos u oídos en los alrededores del nido posteriormente a ésta (Berkunsky 2010). La pérdida de nidos atribuida a depredación fue confirmada usando alguno de los siguientes criterios: restos de huevo, pichón o adulto dentro del nido, o nido vacío antes de la fecha estimada de abandono exitoso del nido por parte de los pichones (Berkunsky 2010; Di Giacomo *et al.* 2011a). Se consideró un nido abandonado si los huevos estaban fríos en visitas sucesivas después de que

había comenzado la incubación o si los pichones se encontraban muertos en el nido sin signos de depredación (Di Giacomo *et al.* 2011b). Las causas de abandono fueron identificadas como: tormentas (inundación del sitio de nidificación o granizo), depredación parcial, pisoteo por parte del ganado, muerte de los pichones por larvas ectoparásitas del género *Philornis* y causa desconocida.

Monitoreo de comunidad de depredadores

Desde Agosto de 2016 hasta septiembre de 2021, se instalaron 192 estaciones de trapeo en remanentes de Pastizal Serrano en Tandilia, que funcionaron durante un período promedio de dos semanas. Las cámaras trampa se programaron para operar en modo continuo (24h), tomando fotos y videos en cada evento de detección. Se utilizaron dos modelos de cámara: 5210A LTL-Acorn (LTL-Acorn®) y P8B20 Nano 8 (WildGame Innovations®). Las cámaras trampa fueron sujetadas en estacas de hierro, arbustos y postes de alambrados a una altura de entre 0,3 y 0,5 m sobre el suelo. Se configuraron con un tiempo de latencia mínimo de un minuto entre detecciones. La distancia mínima entre las estaciones de trapeo simultaneas fue de 250 metros (Pyšková *et al.* 2018; Parsons *et al.* 2019). Se asumió que la detección de más de un individuo de la misma especie capturado en un período de 30 minutos en una sola cámara era el mismo individuo y, por lo tanto, no se consideraron como eventos independientes (Kelly y Holub 2008; Lombardi *et al.* 2022).

Variables de hábitat asociadas a los nidos

Se utilizaron las características de la vegetación de los sitios de nidificación y las variables asociadas a los nidos descritas en el Capítulo 2. De cada nido se registró también la distancia al borde más cercano del parche de pastizal donde fue construido.

Además, de cada nido se tomaron las siguientes variables temporales: el “NestAge” (definido como la edad del nido en días al momento de ser encontrado) y “Tiempo” (definido como el día del ciclo de nidificación en que se encontraba o se encontraría el nido en el primer día de la temporada).

Análisis de los datos

Para las especies con que se contó con un mayor número de observaciones, se calculó el éxito aparente como el porcentaje de nidos exitosos sobre el total de nidadas iniciadas. Luego, agrupando todos los nidos, se exploró la existencia de asociaciones entre nidos depredados y características de los sitios de nidificación, se realizó un análisis PCA utilizando cuatro variables de hábitat (i.e., altura nido, diámetro del sustrato-nido, estructura y altura mínima; ver Análisis de los datos del Capítulo 4). Se clasificaron los nidos según su destino (depredados, abandonados o exitosos) y en base a esto, se analizó si se observaba algún agrupamiento de nidos.

Con las fechas mencionadas respecto del monitoreo de nidos, se calculó la tasa de supervivencia diaria a la depredación (DSpR, por su siglas en inglés), que es la probabilidad de que un nido sobreviva un solo día sin ser depredado (Mayfield 1975). Para modelar la DSpR en función de distintas covariables se utilizó el paquete RMark (Laake 2019), que proporciona una interfaz basada en el programa MARK (White y Burnham 1999). Como primer medida se clasificaron los nidos de acuerdo a su destino, tomando como nidos exitosos aquellos que sobrevivieron a la depredación (es decir, los que produjeron volantones o fracasaron por otra causa), y como fracasados aquellos que fueron depredados. Debido a que no se contaba con todas las variables de hábitat para todos los nidos, en un primer paso, se utilizó un subconjunto de nidos ($N = 114$ nidos) para modelar la DSpR con las variables temporales y todas las variables de hábitat. En un segundo paso, se modeló la DSpR también con todas las variables temporales pero solo algunas de las variables de hábitat, es decir, aquellas que estaban disponibles para todos los nidos (i.e., altura del nido, distancia al borde y tipo de pastizal; $N = 216$ nidos).

En ambos casos, se construyeron modelos de supervivencia de nidos que incorporaron combinaciones de covariables individuales y se compararon con el modelo nulo de supervivencia constante $S(.)$. El conjunto de modelos se basó en una combinación de factores que se hipotetizó afectaban la DSpR. Para evaluar el soporte de los distintos modelos se utilizó un enfoque basado en el criterio de información de Akaike (AIC; Burnham and Anderson 2002). El paquete RMark provee los valores de AIC corregidos para muestras de pequeño tamaño (AICc) para cada modelo junto con dos parámetros que permiten comparar el soporte relativo de los distintos modelos: la diferencia entre el AIC de cada modelo y el modelo de mayor soporte ($\Delta AICc$), y el peso de Akaike de cada modelo (w_i). Se consideró que los modelos con un $\Delta AICc$ inferior o igual a 2 tenían el mismo respaldo (Burnham y Anderson 2002).

Para evaluar la abundancia de depredadores de tamaño mediano y grande, se calculó la ocupación naïve como el número de estaciones donde se detectó la especie sobre el número total de estaciones. Se utilizó la tasa de captura como un índice de abundancia relativa para cada especie de depredador, que se calculó como el número de eventos independientes (i.e., capturas) sobre el esfuerzo de muestreo (i.e., días de cámaras trampa) multiplicado por 100 (Carbone *et al.* 2001; Cravino y Brazeiro 2021).

Defensas contra depredadores

Se instalaron 23 defensas contra depredadores en nidos de siete especies de aves de pastizal (Fig. 6.1). Las mismas se instalaron durante los estadios de puesta ($N = 3$ defensas), incubación ($N = 5$), y cría ($N = 15$). El 30% de las defensas se probó en Misto ($N = 7$), el 17% en Pecho Amarillo Chico ($N = 4$), el 13% en Espartillero Pampeano, Tachurí Canela y Loica ($N = 3$

defensas en cada especie), el 9% en el Cachilo Canela ($N = 2$), y el 4% en el Pico de Plata ($N = 1$).



Figura 6.1. Defensa contra depredadores protegiendo un nido de Espartillero Pampeano (*Asthenes hudsoni*) en el Sistema de Tandilia.

Las defensas constaron de cilindros hechos con malla de alambre galvanizado rodeando la planta soporte del nido, cuyos diámetro y altura se ajustaron a las dimensiones de la misma. El entramado de la malla varió entre 10x10 y 50x50 mm, con una parte superior a modo de “tapa” que fue de 150x150 mm en los primeros modelos utilizados, y luego se hicieron de 50x50 mm. Este entramado permite el ingreso y salida de los adultos que atienden el nido, así como la salida de los volantones, y al mismo tiempo, evita la entrada de depredadores de tamaño mediano y grande (e.g., zorro pampeano, gato montés, zorrino, hurón menor, peludo, aves rapaces, etc.). A una distancia de aproximadamente 1,5 m del nido, se instalaron cámaras trampa para monitorear la actividad de los nidos y los posibles eventos de depredación.

Resultados

Éxito de nidificación y causas de fracaso

El 42% de los nidos encontrados fue exitoso ($N = 93$). De los nidos que fracasaron, el 5% ($N = 6$) fracasó en estadio de puesta, el 60% ($N = 77$) durante la incubación y el 36% ($N = 46$) durante el estadio de cría de pichones. La principal causa de fracaso de los nidos fue la depredación (77%), seguido por el abandono de la nidada por causas desconocidas (23%). Las cámaras registraron 19 eventos de depredación (Fig. 6.2), y se identificaron cinco especies como



Figura 6.2. Depredadores visitando nidos de aves de pastizal capturados con cámaras trampa. Los nidos corresponden a (A y B) Tachurí Canela (*Polystictus pectoralis*), (C) Pecho Amarillo Chico (*Pseudoleistes virescens*) y (D) Inambú Campestre (*Nothura maculosa*) y los depredadores a (A y B) zorro pampeano (*Lycalopex gymnocercus*), (C) gato montés (*Leopardus geoffroyi*) y (D) lagarto overo (*Salvator merianae*).

depredadores: el zorro pampeano (*Lycalopex gymnocercus*), el gato montés (*Leopardus geoffroyi*), el peludo (*Chaetophractus villosus*), el Chimango (*Milvago chimango*) y el lagarto overo (*Salvator merianae*). Estos tres primeros depredadores representaron el 89% de los eventos de depredación, siendo el zorro pampeano el depredador más detectado (N = 9 eventos). Una sexta especie de depredador, la culebra del pastizal (*Philodryas patagoniensis*), fue observada en una visita depredando un nido pero no fue registrada por las cámaras (Fig. 6.3).

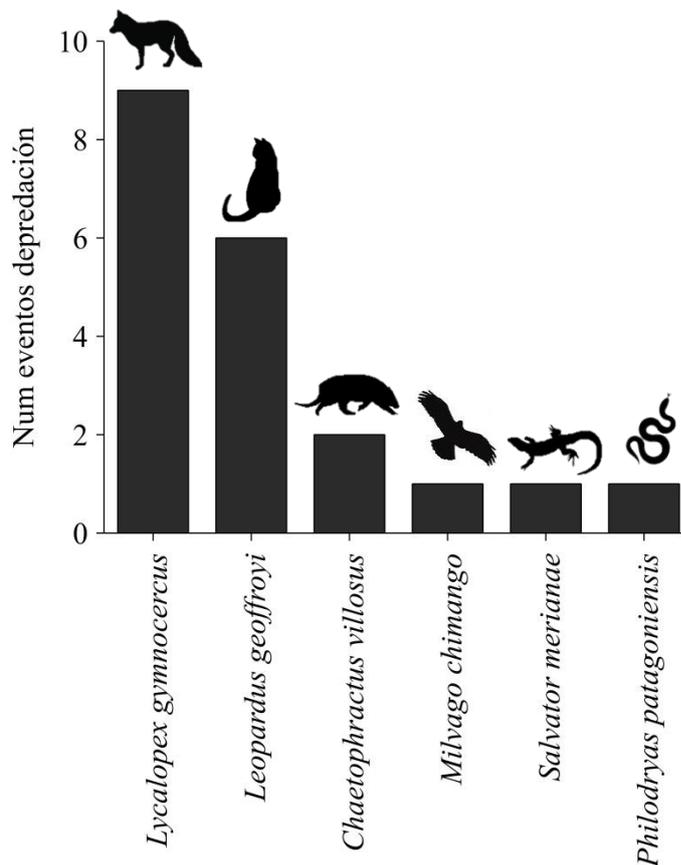


Figura 6.3. Eventos de depredación de nidos de aves de pastizal registrados con cámaras trampa (N = 19) y por medio de la observación directa (*Philodryas patagoniensis*, N = 1).

Tasa de supervivencia diaria a la depredación (DSpR)

Teniendo en cuenta las tres temporadas reproductivas analizadas, la duración promedio del periodo de observación por temporada fue de 161 días. En el análisis de PCA no se observó una asociación clara entre el destino de los nidos y las variables de vegetación asociadas a los mismos (Fig. 6.4).

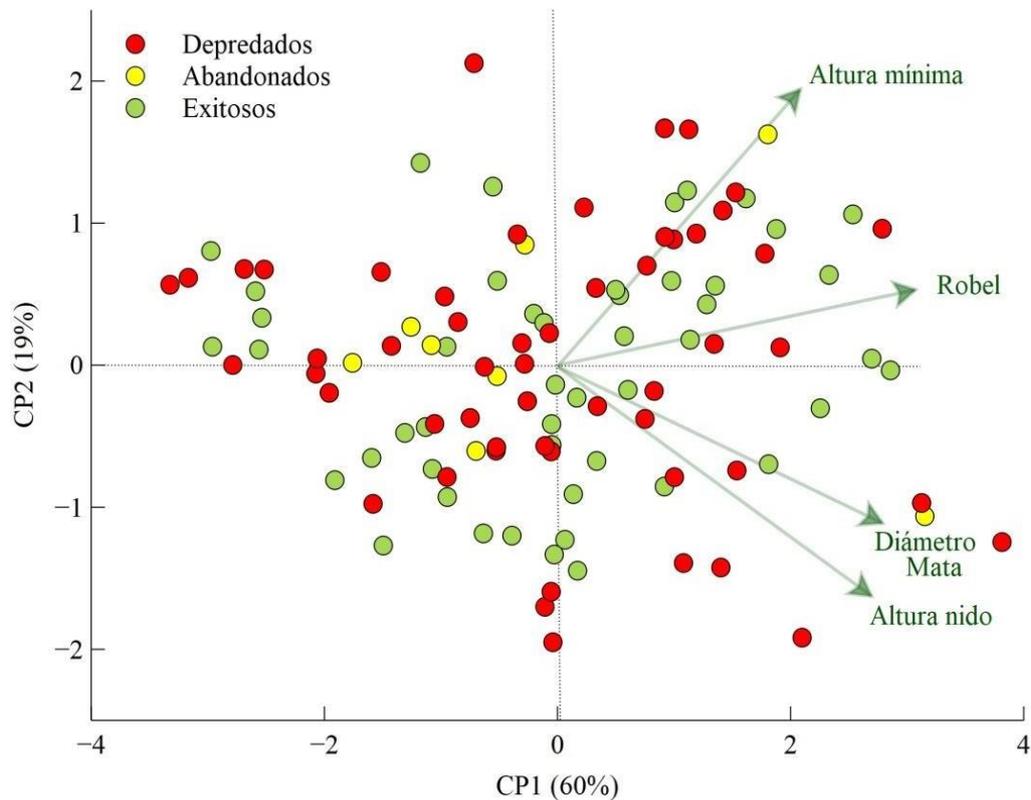


Figura 6.4. Análisis de Componentes Principales de 110 nidos de aves de pastizal monitoreados en las tres temporadas reproductivas 2018-2021 en el Sistema de Tandilia y agrupados según su destino (depredados, abandonados o exitosos).

La supervivencia diaria global fue 0,9446. Si se asume que la duración promedio de un nido en las especies estudiadas es de 28 días, entonces el éxito reproductivo esperado para un nido en el pastizal será del 20%. Si se considera el éxito reproductivo a partir del modelo constante de la DSR para cada especie, encontramos valores que van desde el 50% en el Tachurí Canela hasta el 5% en el Espartillero Pampeano (Fig. 6.5A). Sin embargo, si se considera la supervivencia diaria a la depredación solamente (DSpR), que en promedio fue 0,9546, entonces el éxito a la depredación esperado para un nido en el pastizal será del 27% (rango 21-34%). Si se considera el éxito a la depredación a partir del modelo

constante de la DSpR para cada especie, se encuentran valores que van desde el 62% en el Tachurí Canela hasta el 12% en el Espartillero Pampeano (Fig. 6.5B).

El mejor modelo para explicar la supervivencia diaria a la depredación en el grupo de 114 nidos incluyó el ocultamiento del nido y el momento de la temporada como variables explicativas (Tabla 6.1). Aunque el estimador no fue significativo, el ocultamiento del nido estuvo asociado positivamente con la supervivencia a la depredación. El momento de la temporada tuvo un efecto negativo, disminuyendo la supervivencia conforme avanza la temporada reproductiva (ver Tabla 6.2 y Fig. 6.6).

El mejor modelo para explicar la supervivencia diaria a la depredación en el subgrupo de 216 nidos incluyó la altura del nido y el momento de la temporada reproductiva (Tabla 6.3). La altura del nido estuvo asociada de manera positiva con la supervivencia, siendo esta última mayor en nidos de mayor altura dentro del pastizal (ver Tabla 6.4 y Fig. 6.7A). Al igual que en el grupo menor de nidos, el momento de la temporada tuvo un efecto negativo sobre la DSpR. El segundo mejor modelo incluyó el tipo de pastizal, indicando que los nidos ubicados en pajonal tuvieron mayor tasa diaria de supervivencia a la depredación que los nidos ubicados en arbustal y flechillar (Fig. 6.7B).

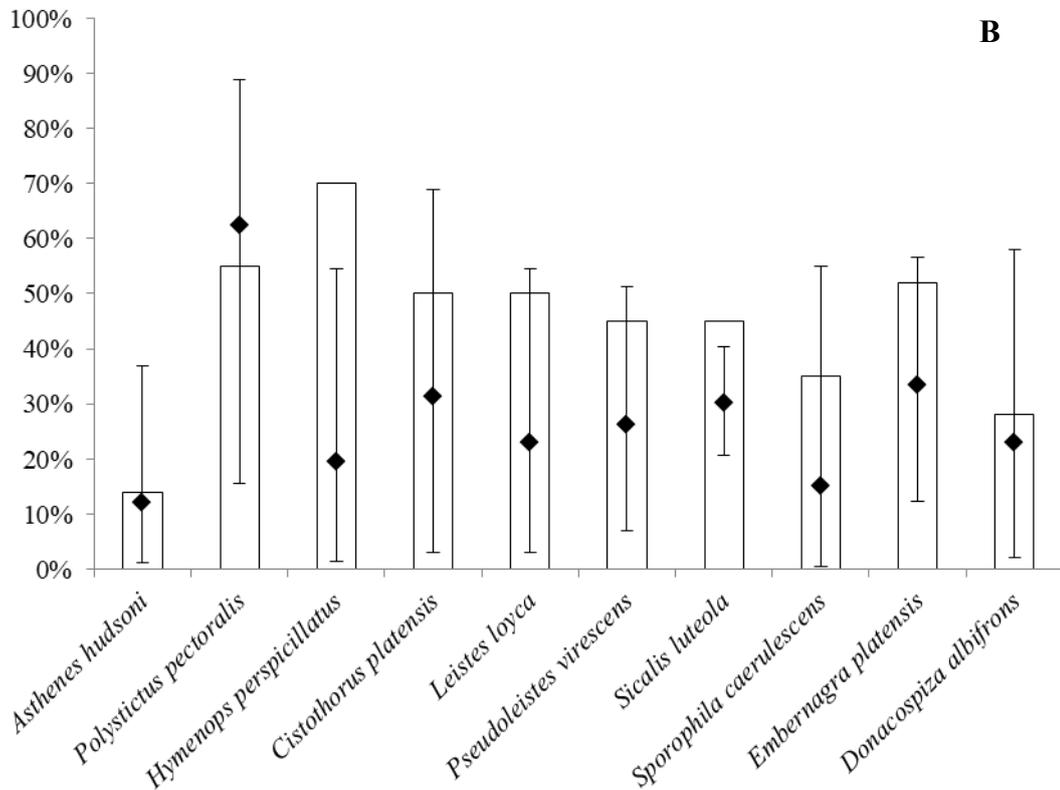
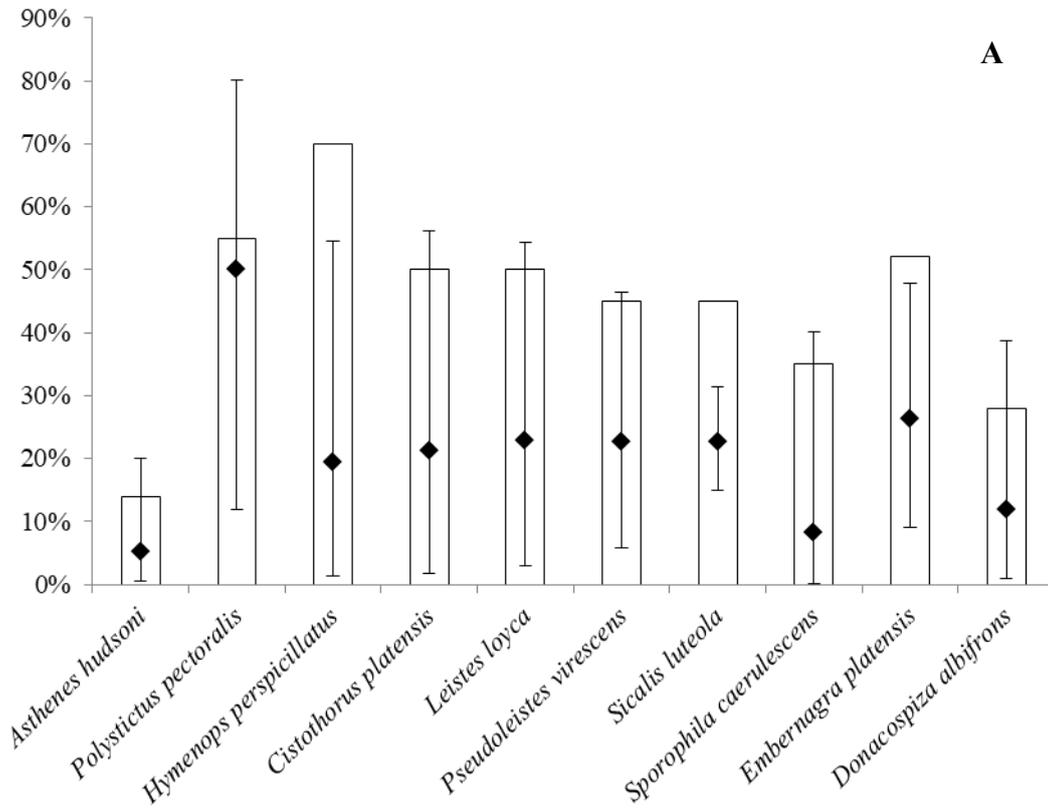


Fig 6.5. Porcentaje de éxito observado (barras) y éxito reproductivo calculado a partir de los modelos constantes de (A) supervivencia (DSR) y (B) supervivencia a la depredación (DSpR) para algunas aves de pastizal monitoreadas durante tres temporadas reproductivas 2018-2021 en el Sistema de Tandilia.

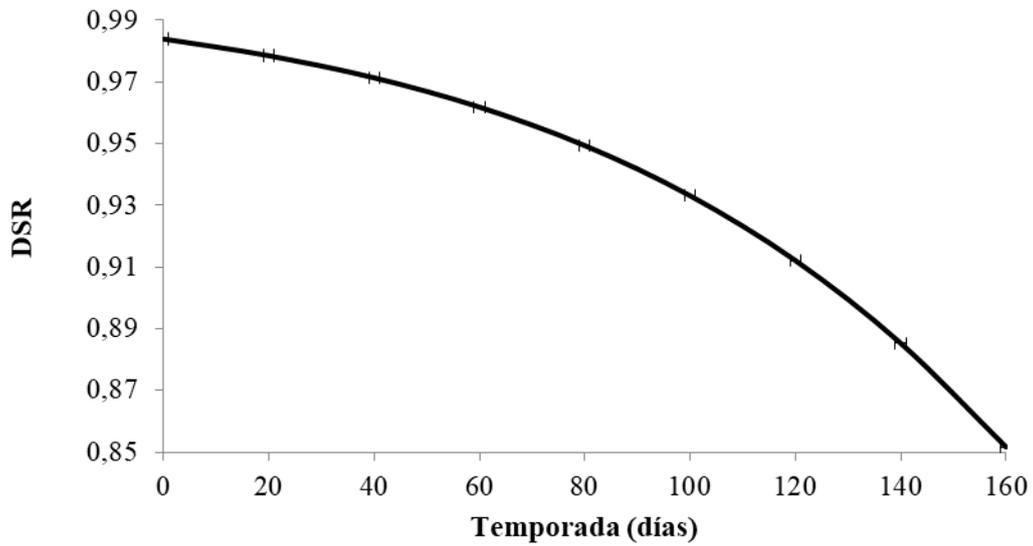


Figura 6.6. Variación de la DSpR a lo largo de la temporada reproductiva teniendo en cuenta un ocultamiento promedio de los nidos (N = 114).

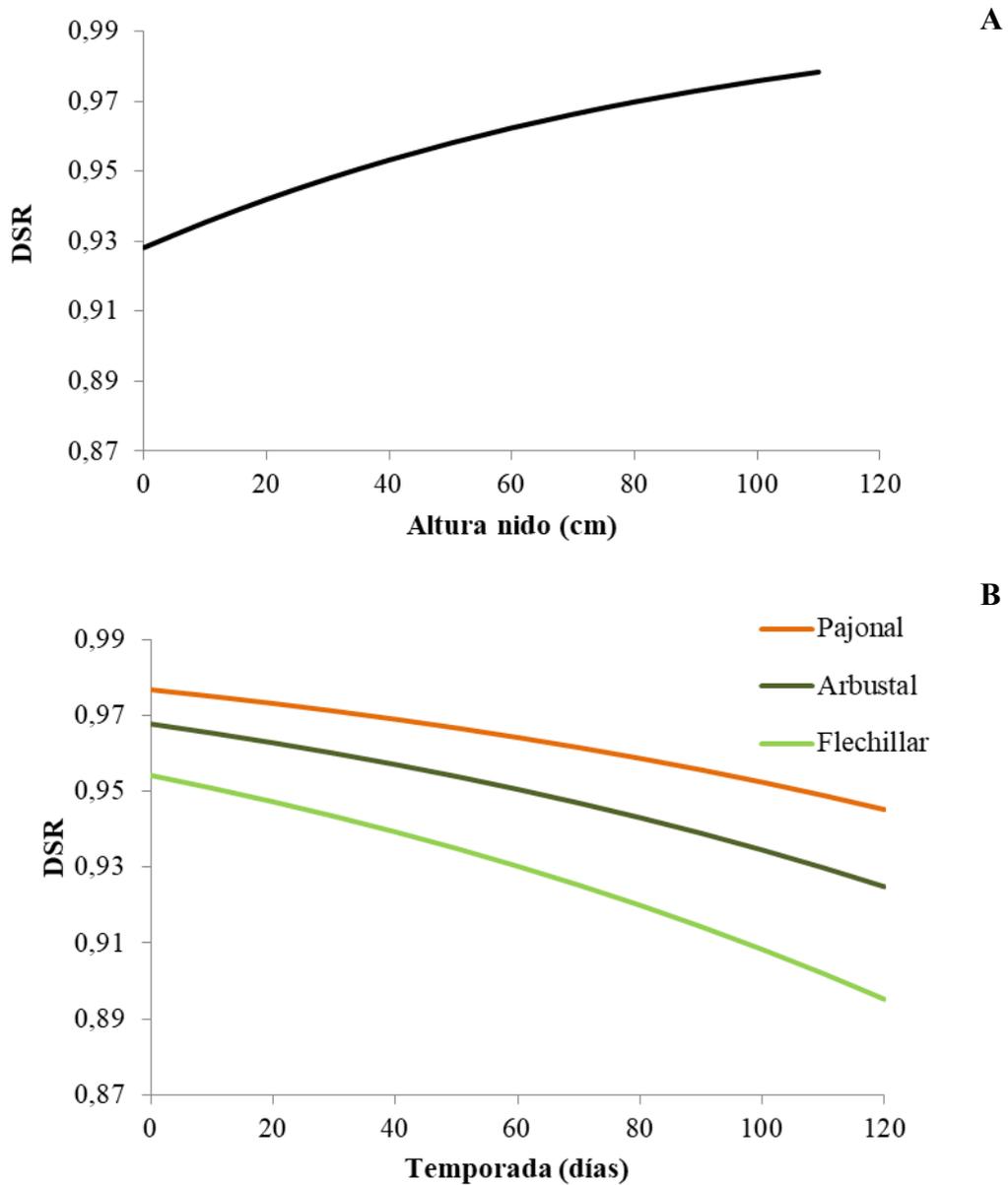


Figura 6.7. Variación de la DSpR con la altura del nido para un tiempo promedio de la temporada reproductiva (A), y en función de los distintos tipos de pastizal a lo largo de la misma (B) en 216 nidos.

Tabla 6.1. Modelos de DSpR de 114 nidos de aves de pastizal incluyendo todas las variables temporales y de hábitat. Se muestran los modelos que mejor ranquearon y el modelo constante S (~1).

Modelo	npar	Δ AICc	Deviance
S(~Ocult + Tiempo)	3	0,0	325,8
S(~Tiempo)	2	0,3	328,1
S(~1)	1	5,0	334,8

Tabla 6.2. Estimadores de los modelos mejor ranqueados de DSpR incluyendo todas las variables temporales y de hábitat (N = 114). Los valores se expresan como el estimador \pm EE (lc inferior – lc superior).

Estimadores	S(~Ocult + Tiempo)	S(~Tiempo)
S:(Intercepto)	3,15 \pm 0,68 (1,82 - 4,48)	4,02 \pm 0,41 (3,21 - 4,83)
S:Ocult	0,01 \pm 0,01 (0,00 - 0,03)	-
S:Tiempo	-0,01 \pm 0,01 (-0,03 - 0,00)	-0,01 \pm 0,01 (-0,02 - 0,00)

Tabla 6.3. Modelos de DSpR de 216 nidos de aves de pastizal incluyendo las variables temporales y algunas variables de hábitat (i.e., altura nido, distancia al borde y tipo de pastizal). Se muestran los modelos que mejor ranquearon, el modelo constante S (~1) y los que ranquearon por debajo de este último.

Modelo	npar	DeltaAICc	Desviación
S(~AlturaNido + Tiempo)	3	0,0	569,3
S(~Pajonal + Flechillar + Tiempo)	4	2,4	569,7
S(~AlturaNido)	2	3,4	574,8
S(~Tiempo)	2	4,0	575,3
S(~Pajonal + Flechillar)	3	5,2	574,5
S(~1)	1	6,5	579,8
S(~NestAge)	2	7,0	578,4
S(~DistBorde)	2	7,5	578,9

Tabla 6.4. Estimadores de los modelos mejor ranqueados de DSpR incluyendo las variables temporales y algunas variables de hábitat (N = 216). Los valores se expresan como el estimador \pm ES (lc inferior – lc superior).

Modelo	S:(Intercepto)	S:AlturaNido	S:Pajonal	S:Flechillar	S:Tiempo
S(~AlturaNido + Tiempo)	3,20 \pm 0,33 (2,56 - 3,85)	0,01 \pm 0,00 (0,00 - 0,02)	-	-	-0,01 \pm 0,00 (-0,01 - 0,00)
S(~Pajonal + Flechillar + Tiempo)	3,40 \pm 0,5 (2,43 - 4,37)	-	0,34 \pm 0,41 (-0,46 - 1,14)	-0,36 \pm 0,47 (-1,29 - 0,56)	-0,01 \pm 0,00 (-0,01 - 0,00)
S(~AlturaNido)	2,62 \pm 0,21 (2,22 - 0,02)	0,01 \pm 0,00 (0,00 - 0,02)	-	-	-
S(~Tiempo)	3,61 \pm 0,29 (3,04 - 4,18)	-	-	-	-0,01 \pm 0,00 (-0,01 - 0,00)
S(~Pajonal + Flechillar)	2,76 \pm 0,39 (1,99 - 3,52)	-	0,40 \pm 0,41 (-0,40 - 1,19)	-0,27 \pm 0,47 (-1,2 - 0,65)	-

Monitoreo de la comunidad de depredadores

Se completaron 3719 días-trampa en 192 estaciones, con un esfuerzo promedio por estación de 19,4 días (rango = 1,2–55,8 días). Se obtuvieron 2669 detecciones correspondientes a 10 depredadores de tamaño mediano y grande. Los mamíferos representaron el 97,4% de las detecciones (N = 2599), las aves el 2,5% (N = 68), y los reptiles el 0,1% (N = 2). Las especies identificadas incluyeron siete mamíferos: comadreja overa (*Didelphis albiventris*), gato montés (*Leopardus geoffroyi*), puma (*Puma concolor*), zorro pampeano (*Lycalopex gymnocercus*), hurón menor (*Galictis cuja*), zorrino (*Conepatus chinga*) y peludo (*Chaetophractus villosus*); dos aves: Taguató (*Rupornis magnirostris*) y Chimango (*Milvago chimango*); y un reptil que fue el lagarto overo (*Salvator merianae*). Los depredadores más frecuentemente detectados fueron el zorro pampeano (47,6% de las detecciones), seguido del peludo (31,4%), el zorrino (8,7%) y el gato montés (6,1%). Las tasas de captura para estas especies variaron entre el 34% (para el zorro pampeano) y el 4% (para el gato montés) (Fig. 6.8). A su vez, estas cuatro especies de depredadores también mostraron las mayores ocupaciones naïve siendo detectadas en al menos el 32% de los sitios, y, en el caso del zorro pampeano, alcanzando valores de hasta el 77% (Fig. 6.8).

Defensas contra depredadores

El 61% de los nidos equipados con defensas (14 de 23 nidos) fue exitoso. Las defensas lograron frustrar los intentos de depredación en al menos 55 oportunidades. Se registraron intentos fallidos de depredación del zorro pampeano (87%), gato montés (2%) y peludo (11%) (Fig. 6.9).

Ocho de los 23 nidos equipados con defensa fracasaron, haciendo que la depredación fuera responsable del 89% de las causas de fracaso. En seis de estos nidos (75%) los responsables fueron: zorro pampeano ($N = 2$), gato montés ($N = 2$), peludo ($N = 1$) y Chimango ($N = 1$). En los casos del zorro pampeano y peludo, estas especies lograron deformar la defensa en la parte inferior o excavar alrededor de la misma para ingresar al nido. En el caso del gato montés y del Chimango, estos ingresaron desde la parte superior de la defensa. En los dos nidos restantes se desconoce la identidad del depredador, y se presume que podría tratarse de serpientes.

Un nido de Tachurí Canela fue abandonado durante la incubación. El nido había experimentado un evento de depredación parcial de un huevo previo a la instalación de la defensa. Después de colocada la defensa, el nido permaneció activo durante aproximadamente seis días y luego fue abandonado.

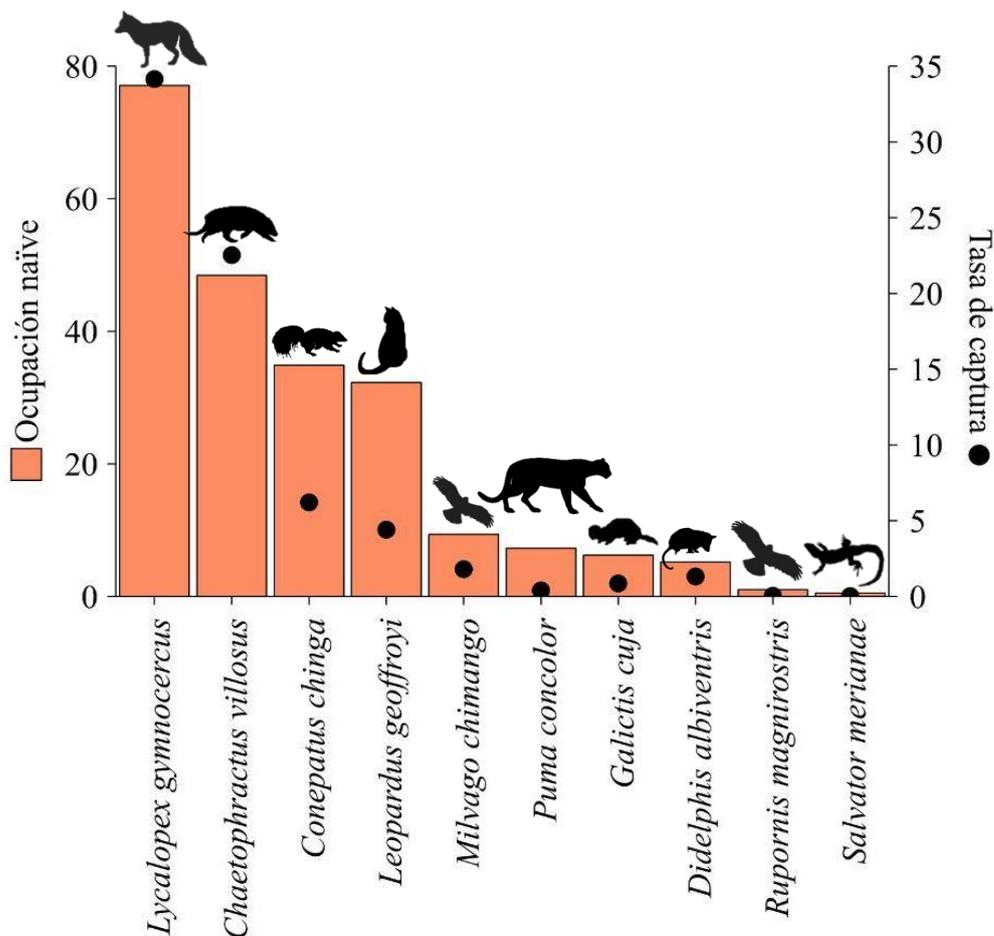


Figura 6.8. Ocupación naïve y tasa de captura de los depredadores potenciales y confirmados de nidos de aves de pastizal que fueron registrados con cámaras trampa en el Sistema de Tandilia.



Figura 6.9. Depredadores de nidos de aves de pastizal visitando nidos protegidos con defensas (A y B) zorro pampeano (*Lycalopex gymnocercus*) y (C) gato montés (*Leopardus geoffroyi*).

Discusión

La supervivencia de los nidos de las aves de pastizal en el sistema de Tandilia fue similar a la reportada para otros pastizales en la región pampeana, Ventania y el Nordeste de Argentina, donde se reportaron valores de éxito reproductivo del 21% y 23%, respectivamente (Cozzani 2009; Di Giacomo *et al.* 2011b). Sin embargo, los valores reportados en este estudio son menores a los observados en pastizales del Sudeste (46% a 52%) y mayores a los reportados en el Noreste bonaerense (7 a 11%) (Cardoni *et al.* 2012; Pretelli *et al.* 2015; Colombo 2022). En general, las aves que nidifican en el pastizal poseen un bajo éxito reproductivo comparando con las que nidifican en cavidades (con tasas de éxito que superan el 80%), que puede atribuirse a la mayor exposición de sus nidos (Ricklefs 1969; Martin 1995).

La depredación fue la principal causa de fracaso de los nidos, representando casi el 80% de las pérdidas de nidadas. Este patrón también fue observado en otros sitios del pastizal pampeano, donde por ejemplo, en el Este bonaerense, la Pampa Austral y pastizales de Uruguay la depredación representó entre el 50% y 78% de las causas de fracaso de los nidos (Azpiroz 2008;

Cozzani 2009; Colombo 2022). La supervivencia a la depredación fue algo diferente para las especies que nidificaron en el pastizal. Especies como el Tachurí Canela (*Polystictus pectoralis*) y el Verdón (*Embernagra platensis*), parecen tener mayor supervivencia a la depredación. En el caso de la primera, puede deberse a que construyen los nidos principalmente en cardo negro (*Cirsium vulgare*), cuyas espinas podrían ayudar a evadir los intentos de depredación (Trofino-Falasco *et al.* 2022). En el caso del Verdón, especie nidificante de pastizales altos, puede deberse a que construyen sus nidos bien ocultos y poseen comportamientos reproductivos reservados y evasivos, al igual que lo que sucede con otras especies hermanas del género *Embernagra* (Di Giacomo 2005; Hoffmann *et al.* 2009).

En cuanto a los éxitos observados para algunas especies de aves de pastizal, los valores de este estudio son similares a los reportados para otras especies en otras regiones del pastizal pampeano. Estos valores van desde el 16% en el Capuchino Iberá (*Sporophila iberensis*; Browne *et al.* 2021), 21% en el Pecho Amarillo Chico (*Pseudoleistes virescens*; Cozzani 2009), 23% en el Yetapá de collar (*Alectrurus risora*, Di Giacomo *et al.* 2011b), 26% en la Ratona Aperdizada (*Cistothorus platensis*; Llambías *et al.* 2018) y 29% en la Loica (*Leistes loyca*; Cozzani 2009). En este estudio, algunas especies poseen valores superiores de éxito reproductivo a lo previamente documentado, como es el caso del 30% en el Pico de Plata (*Hymenops perspicillatus*; Cozzani 2009; Pretelli y Isacch 2013), el 36% en el Tordo amarillo (*Xanthopsar flavus*; Pucheta *et al.* 2018), el 46% en la Loica Pampeana (*Leistes defilippii*; Cozzani *et al.* 2004). Para el Misto (*Sicalis luteola*) y el Corbatita (*Sporophila caerulescens*), los éxitos observados fueron similares a lo reportado previamente, con valores del 47% y 36%, respectivamente (Francisco 2006; Freitas y Francisco 2012). Para el Verdón (*Embernagra platensis*), el éxito observado fue levemente inferior a lo reportado para los pastizales del Sistema de Ventania (67%; Cozzani 2009). El éxito observado que presentó el Espartillero Pampeano (*Asthenes hudsoni*) es preocupantemente bajo (14%).

En este estudio se encontró una relación negativa entre el momento de la temporada reproductiva y la supervivencia diaria a la depredación, disminuyendo esta a medida que avanza la temporada. Este patrón indica que los nidos que inician más tempranamente en la temporada reproductiva tienen mayor supervivencia a la depredación que los nidos más tardíos. La supervivencia diaria de los nidos generalmente disminuye a lo largo de la temporada reproductiva en la mayoría de las especies de aves (Daan *et al.* 1988; Perrins 2008), y los resultados de este estudio son consistentes con numerosos trabajos en relación a otras aves de pastizal de la región Pampeana (Cozzani 2009; Di Giacomo *et al.* 2011b; Browne *et al.* 2021). Esta tendencia generalmente se explica por un aumento en la abundancia o actividad de los depredadores a medida que avanza la temporada reproductiva y por una disminución de los recursos alimenticios (Grant *et al.* 2005; Di Giacomo *et al.* 2011b; Little *et al.* 2015).

A pesar de que el Análisis de Componentes Principales no mostró una asociación fuerte de las variables de vegetación asociada a los nidos con el destino de los mismos, algunas de estas variables estuvieron incluidas en los mejores modelos de DSR. Este es el caso del ocultamiento del nido y la altura del nido, dos variables asociadas a la inaccesibilidad a los nidos por parte de los depredadores, que estuvieron asociadas de manera positiva con la supervivencia a la depredación. El cuanto al ocultamiento, se encontró que los nidos más ocultos tuvieron una mayor probabilidad de supervivencia diaria a la depredación, como es el caso de otras especies de Passeriformes (Segura 2011; Browne *et al.* 2021). El mayor ocultamiento del nido puede significar un mayor obstáculo en la detección del mismo por parte de los depredadores, ya sea reduciendo la detección visual de los depredadores aéreos y afectando las capacidades auditivas, olfativas y visuales de los depredadores terrestres (Kelly 1993; Martin 1993b). La altura del nido también ha sido reportada como una variable asociada al éxito de nidificación, donde se ha demostrado que los nidos construidos a mayor altura en el pastizal poseen menor probabilidad de fracaso por depredación (Conover *et al.* 2011; Cardoni *et al.* 2012).

En este estudio se encontraron diferencias en la supervivencia de nidos a la depredación en los distintos ambientes del pastizal. Algo similar se reportó para las aves de pastizal en la Pampa Austral y Campos de Uruguay, donde la supervivencia de nidos varió de acuerdo al tipo de ambiente y estructura de la vegetación (Azpiroz 2008; Cozzani 2009). El pajonal tuvo mayores valores de supervivencia diaria. Este patrón coincide con lo reportado para pastizales de la Pampa Austral, donde además, los nidos construidos en flechillar tuvieron mayor probabilidad de fracasar debido a la depredación (Cozzani 2009). Un factor responsable de este resultado podría ser la diferencia en las características de la vegetación entre ambientes que afectan el ocultamiento de los nidos y que pueden influir en la supervivencia de los nidos de las aves pastizal (Davis 2005). El pajonal podría brindar condiciones que dificultan la localización de los nidos por parte de los depredadores, sumado a que puede haber diferencias en las comunidades de depredadores entre ambientes que puede estar jugando un rol importante y que debe tenerse en cuenta en futuras investigaciones.

Los resultados obtenidos refuerzan la idea de que modificaciones de la vegetación de los sitios de nidificación podrían afectar el ocultamiento y altura de construcción de los nidos, lo que podría impactar en la supervivencia diaria a la depredación de los mismos. Así por ejemplo, la pérdida de estructura de vegetación debido al pastoreo insostenible de los ambientes de pajonal, que parecen ser los sitios más seguros para nidificar, llevaría a una mayor exposición y vulnerabilidad de los nidos de las aves de pastizal (Ammon y Stacey 1997; Temple *et al.* 1999). Regular este disturbio y proporcionar un hábitat de nidificación adecuado para las aves de pastizal es fundamental, ya que se ha reportado que las especies que nidifican en áreas con vegetación baja y escasa a causa del pastoreo, tienden a seleccionar sitios de nidificación con vegetación más alta y densa, donde además poseen mayores tasas de supervivencia de nidos (Davis 2005; Colombo y

Segura 2023). Por otra parte, la regulación de los niveles de pastoreo podría evitar pastizales extremadamente homogéneos y densos, logrando un aumento en la supervivencia de los nidos, ya que se ha sugerido que existe una compensación entre el ocultamiento de los nidos y la eficiencia en la detección de los depredadores por parte de las aves de pastizal (Götmark *et al.* 1995). Sumado a esto, se ha documentado que las prácticas de manejo ganadero que promuevan matrices de pastizal estructuralmente más heterogéneas (e.g., régimen de pastoreo rotativo, Programa “Alianza del Pastizal, etc), impactan favorablemente en la comunidad de aves de pastizal (Vaccaro *et al.* 2020; Sliwinski *et al.* 2020; Pírez y Aldabe 2022).

Dentro del ensamble de depredadores, las especies más detectadas fueron el zorro pampeano (la más abundante, con casi el 50% de las detecciones), seguido del peludo, zorrino y el gato montés. A su vez estas especies también mostraron las mayores ocupaciones naïve siendo detectadas estas cuatro en al menos el 32% de los sitios, y en el caso del zorro pampeano, alcanzando valores de ocupación cercanos al 80%. Este patrón se asemeja a los pastizales naturales pampeanos de la costa Bonaerense y sur de Brasil, donde el zorro pampeano también fue la especie de carnívoro más abundante representando más del 50% de las detecciones (Kasper *et al.* 2012; Caruso *et al.* 2020).

Dados los efectos de la depredación sobre la supervivencia de los nidos, la caracterización general de la comunidad de depredadores y la identificación precisa de las especies que componen este ensamble brindan información valiosa, especialmente para diseñar actividades de manejo (Ammon y Stacey 1997; Pietz y Granfors 2000; Renfrew y Ribic 2003). Sin embargo, el conocimiento sobre la comunidad de depredadores de nidos en el pastizal pampeano es escaso, donde muchas veces se basa principalmente en observaciones puntuales o pistas indirectas con nidos artificiales (Svagej *et al.* 2003; Cozzani y Zalba 2012; Browne 2022; Pretelli *et al.* 2023). Este es el primer estudio sobre la caracterización de la comunidad de depredadores del Sistema de Tandilia, y del diseño y uso de defensas contra estos depredadores en diversas especies de aves de pastizal en la región Pampeana. Estas defensas resultaron efectivas como herramientas de manejo para reducir las tasas de depredación, ya que ofrecieron resistencia contra los depredadores y más de la mitad de los nidos fueron exitosos. Además, fueron herramientas confiables ya que no se observaron eventos de abandono del nido en ninguna de las siete especies donde se testearon estas defensas.

En cuanto al diseño de las defensas contra depredadores, se recomienda utilizar un entramado de malla de 50x50 mm (tanto en el cilindro como en la tapa), ya que si bien no protege al nido de las serpientes, permite que las aves entren y salgan muy fácilmente del nido, le da mejor estructura a la defensa y se evitaría que los depredadores la deformen. La mayoría de las especies de aves de pastizal entraron al nido caminando o a alturas muy bajas, por lo que este entramado permite que se muevan con libertad y a su vez minimiza la probabilidad de abandono del nido. Esto permite que se logren instalar las defensas no sólo en el estadio de pichón como se

reportó previamente para otras especies (Pucheta *et al.* 2018), sino también en el estadio de incubación. Esto proporciona una ventaja ya que en los nidos de aves de Pastizal Serrano la pérdida de nidadas y la vulnerabilidad a la depredación es constante a lo largo de todo el ciclo del nido. Se recomienda que se agregue una “pollera” en la base del cilindro que funcione como barrera extra en el caso del zorro pampeano y el peludo.

En este estudio y al igual que en otros sistemas de pastizal, la depredación fue la principal causa de fracaso de los nidos, y se ha reportado que es mayor en sistemas pastoreados donde alcanza valores de hasta el 75% (Di Giacomo *et al.* 2010; Cozzani y Zalba 2012; Colombo *et al.* 2021). El sobrepastoreo en los sitios de nidificación modifica la estructura de la vegetación, provocando que los nidos sean más accesibles a los depredadores (Vickery *et al.* 1999). El uso de defensas contra depredadores podría utilizarse para aumentar la productividad de aves amenazadas de la región, ya que se ha testeado en otras especies de aves de pastizal demostrando que aumentan el éxito reproductivo, ocasiona un mínimo disturbio y no poseen eventos de abandono de los nidos asociados a su uso (Pucheta *et al.* 2018; Hewett Ragheb *et al.* 2019). Dado el efecto del pastoreo en la modificación de la estructura de la vegetación y el aumento en las tasas de depredación de los nidos, es necesario contar con otras acciones de manejo de los sitios reproductivos de las aves de pastizal. Estas acciones pueden incluir el manejo de los regímenes de pastoreo, por ejemplo a través de la implementación de sitios libres de ganado, y las defensas contra depredadores podrían resultar complementarias para aumentar la productividad de las aves de pastizal amenazadas de la región. Es necesario seguir perfeccionando la técnica de construcción e instalación de las defensas para lograr impedir aún más la depredación de los nidos de las aves de pastizal. Además es de suma importancia generar un mayor número de observaciones para realizar una estimación fiable del efecto de las defensas contra depredadores en el incremento de la tasa de supervivencia diaria y éxito reproductivo de las aves de pastizal.

Si bien para algunas especies se contó un número bajo de observaciones, este estudio proporciona información de base útil para entender el efecto de la depredación en la supervivencia de los nidos de aves de pastizal de la región y para la implementación de herramientas de manejo que permitan aumentar el éxito reproductivo de estas especies.

Capítulo 7 – Conclusiones finales y recomendaciones de manejo de sitios reproductivos

Esta tesis doctoral fue motivada por la idea de abordar la pérdida de los pastizales naturales pampeanos y su efecto en el ensamble de aves asociadas a este hábitat, utilizando como modelo el Pastizal Serrano relictual del Sistema de Tandilia. A partir del poco conocimiento que existía sobre la avifauna asociada a estos pastizales se pudo observar su enorme valor de conservación, ya que estos pastizales representan sitios clave para las aves que los utilizan para refugiarse, alimentarse y nidificar. Este estudio es el primero en realizar un monitoreo exhaustivo de una muestra grande de nidos de las aves de pastizal en la región y en evaluar la influencia de características del hábitat sobre el uso de las distintas especies y su éxito reproductivo. A continuación, se detallan las conclusiones más importantes de este trabajo y algunas recomendaciones de manejo de los sitios reproductivos:



El uso de hábitat de las aves de pastizal se ve afectado por las características del paisaje en el Pastizal Serrano. A lo largo de este trabajo se encontró una fuerte asociación con algunas variables vinculadas al pastizal y al entorno, donde las aves usaron sitios cercanos a remanentes de pastizal natural con menor proporción de borde (i.e., más circulares) y sitios cercanos a arboledas y lejanos de arroyos. Además, las aves granívoras y omnívoras tendieron a usar sitios con mayor área de pastura, y algunas especies se vieron afectadas negativamente por el área de cultivos anuales en el sitio.

-Es fundamental proteger la integridad de los pastizales naturales, ya que representan ambientes críticos para las aves de pastizal durante la temporada reproductiva. Los resultados de este estudio confirman que las respuestas a las variables del hábitat suelen ser especie-específica, lo que obliga a evitar generalizaciones sobre los efectos que tienen las características del paisaje en todas las especies de pastizal. Los distintos gremios tróficos exhibieron algunas tendencias generales, pero algunas especies dentro de los mismos respondieron de forma distinta a las características del paisaje. Si bien las pasturas perennes y ciertos cultivos anuales pueden actuar como hábitats alternativos en algunos casos, los resultados de esta tesis confirman la dependencia de las aves por los remanentes de pastizal natural en los agroecosistemas pampeanos durante la temporada reproductiva (Goijman *et al.* 2015; Brandolin *et al.* 2016; Pretelli *et al.* 2018; Pérez y Aldabe 2022). Como medida de manejo de los sitios reproductivos, se podrían identificar los parches más regulares y circulares con menor proporción de bordes, y lejanos a arroyos como sitios prioritarios a conservar.



Las aves de pastizal seleccionaron sitios de nidificación en base a la estructura y altura del pastizal, donde el pajonal fue el ambiente con mayor densidad de nidos. Los sitios de nidificación se distribuyeron a lo largo de un gradiente de vegetación, donde algunas especies fueron más generalistas, otras utilizaron vegetación más baja y esparcida, y otras relativamente alta y densa. Pese a estas diferencias, la mayoría de los nidos fue construido en pajonal donde la gramínea nativa *Paspalum quadrifarium* fue la especie más seleccionada como planta soporte, resaltando la importancia de estos pajonales para la reproducción del ensamble de aves de pastizal de la región.

-Es necesario tener en cuenta los requerimientos de nidificación de las especies, y en base a esto diseñar estrategias de manejo de los sitios reproductivos en el Pastizal Serrano. Algunos resultados de esta tesis podrían utilizarse como indicadores de un manejo adecuado de los sitios reproductivos para garantizar la nidificación de las aves de pastizal en la región. Por ejemplo, se identificó un límite por debajo del cual ninguna especie de ave de pastizal construyó sus nidos, que fue una combinación entre las medidas de estructura del pastizal, de altura y diámetro de la planta soporte de más de 30 cm (incluso para las especies de aves que nidificaron a nivel del suelo). En base a estos resultados, algunas recomendaciones de manejo podrían ser establecer niveles de pastoreo que mantengan la heterogeneidad de la vegetación, que garanticen las medidas de estructura y altura del pastizal anteriormente mencionadas, generando a su vez menores niveles de disturbio en los ambientes de pajonal durante la época reproductiva (Comparatore *et al.* 1996; Rahmig *et al.* 2009; Pírez y Aldabe 2022). Además, los valores de densidad de nidos encontrados en este estudio podrían utilizarse para realizar predicciones en ambientes similares de otros sitios y utilizarse como un indicador de sustentabilidad de los ambientes reproductivos en los pastizales pampeanos.



La temporada reproductiva abarcó seis meses, y los gremios mostraron diferencias en el inicio de nidadas y la productividad. Éste es el primer estudio de nidificación del ensamble de aves de pastizal en el Sistema de Tandilia que cuenta con un número importante de nidos monitoreados exhaustivamente, y representa un avance en el conocimiento de las aves del pastizal pampeano. La temporada reproductiva de las aves de pastizal abarcó desde fines de septiembre hasta principios de marzo, donde la mayoría de las nidadas se concentraron entre octubre y enero, siendo noviembre el mes con mayor inicio de nidadas. Los picos de inicio de nidada en las aves granívoras fueron a fines de primavera y en el inicio del verano. Las aves omnívoras presentaron la actividad reproductiva más extensa, en el tiempo. Las aves insectívoras iniciaron tempranamente en la primavera. Estos patrones podrían relacionarse con la disponibilidad de recursos en el pastizal

(e.g., semillas e insectos). La productividad de las especies en general estuvo por encima de un volantón por nidada que inicio la puesta, pero para el Espartillero Pampeano (*Asthenes hudsoni*) y el Cachilo Canela (*Donacospiza albifrons*) fue preocupantemente baja, donde se necesitan al menos dos nidadas para producir un solo volantón.

-Conocer la fenología de las especies y gremios de aves de pastizal, permitirá coordinar, alinear y planificar acciones de manejo del pastizal para disminuir el impacto sobre la cría de las aves, sobre todo de aquellas especies con valores muy bajos de productividad. Una estrategia de conservación para las aves de pastizal debe necesariamente contemplar las prácticas productivas que se realizan sobre los pastizales (Sample y Mossman 1997; Vaccaro *et al.* 2020). Por ejemplo, se podría evitar o disminuir el uso de insecticidas durante los períodos con mayor actividad de pichones de las aves insectívoras, o limitar el pastoreo y uso de herbicidas sobre pastizales maduros en la época de mayor actividad de pichones de las aves granívoras. Estas acciones de manejo sobre el ecosistema de pastizal pueden ser efectivas para aumentar la oferta alimenticia de las aves, y por ende aumentar la productividad de las especies y mantener poblaciones sostenibles a largo plazo (Stanton *et al.* 2018; Vaccaro *et al.* 2020).



La supervivencia de los nidos a la depredación fue afectada por algunas variables de hábitat y temporales, y difirió entre las especies estudiadas. El zorro pampeano fue el depredador más abundante, seguido del peludo, el zorrino y el gato montés. Las defensas instaladas en los nidos contra depredadores redujeron significativamente las tasas de depredación. Los resultados de esta tesis confirman una vez más que el principal factor limitante de la supervivencia de los nidos es la depredación. Esta fue la principal causa de fracaso reproductivo, representando un 80% de las pérdidas de nidadas. La supervivencia a la depredación fue diferente para las especies, alcanzando mayores valores en el Tachurí Canela (*Polystictus pectoralis*) y el Verdón (*Embernagra platensis*). En cuanto a las variables de hábitat, el pajonal fue el ambiente con mayores valores de supervivencia diaria, donde la altura de construcción y el ocultamiento del nido estuvieron asociados positivamente con la supervivencia a la depredación. La supervivencia diaria a la depredación disminuyó a medida que avanzó la temporada. Es importante destacar que este es el primer estudio sobre la caracterización de la comunidad de depredadores de nidos del Sistema de Tandilia, y del diseño y uso en simultáneo de defensas contra estos depredadores en diversas especies de aves de pastizal en la región Pampeana. Los depredadores más abundantes, el zorro pampeano (*Lycalopex gymnocercus*), el peludo (*Chaetophractus villosus*) y el gato montés (*Leopardus geoffroyi*) también fueron registrados depredando nidos y representaron el 89% de los eventos de depredación, siendo el zorro pampeano el depredador más detectado. Las defensas instaladas en los nidos redujeron la tasa de depredación, y frustraron al menos 55 intentos de depredación. No se observaron eventos asociados de abandono del nido en ninguna de las siete

especies donde se implementó estas defensas.

-El resguardo de espacios de pastizal sin ganado, sumado al uso de defensas contra depredadores podrían aumentar la supervivencia diaria a la depredación de los nidos. Los resultados obtenidos en esta tesis refuerzan la idea de que modificaciones de la vegetación de los sitios de nidificación podrían afectar la altura de construcción y ocultamiento de los nidos, lo que impactaría en la supervivencia diaria a la depredación de los nidos. El tipo de manejo y grado de pastoreo por parte del ganado vacuno que se ejercen en el pastizal pueden determinar la magnitud de este impacto. Así los ambientes de pajonal, que parecen ser los sitios más seguros para nidificar, sometidos a un pastoreo continuo e intensivo serían los más afectados por modificarse la estructura de la vegetación y llevaría a una mayor exposición y vulnerabilidad de los nidos de las aves de pastizal a la depredación (Ammon y Stacey 1997; Temple *et al.* 1999). Dado el efecto del pastoreo en el aumento de las tasas de depredación de los nidos, es necesario contar con acciones de manejo durante la temporada reproductiva de las aves de pastizal. Estas acciones no pueden depender exclusivamente de las áreas protegidas, sino que deben basarse también en el desarrollo de actividades productivas sustentables, que compatibilicen conservación e intereses productivos (Isacch y Cardoni 2011; Azpiroz *et al.* 2012). Se podrían implementar espacios de pastizal natural sin ganado para asegurar la reproducción de las aves más especialistas o más sensibles al pastoreo, y las defensas contra depredadores podrían resultar complementarias para aumentar la productividad de las aves de pastizal amenazadas de la región. Estas alternativas de manejo que favorezcan pastizales estructuralmente más heterogéneos, sobre todo en los ambientes de pajonal durante la temporada reproductiva, y protegiendo los nidos contra los depredadores podrían conjuntamente favorecer la viabilidad de las comunidades de aves de pastizal pampeano (Pucheta *et al.* 2018; Vaccaro *et al.* 2020; Sliwinski *et al.* 2020; Browne 2022, Pérez y Aldabe 2022).

La conservación de los pastizales naturales representa un enorme desafío dada la presión generada fundamentalmente por el avance de la frontera agrícola y también de la urbanización. El Pastizal Serrano del Sistema de Tandilia no es una excepción a este patrón, y en este sentido se espera a través de esta tesis haber contribuido en la puesta en valor de este ambiente al aportar conocimiento sobre la fauna nativa de esta región. Por otra parte, los resultados de esta tesis sientan un precedente para futuros estudios sobre la influencia de características del hábitat en la comunidad de aves de estos pastizales, y para nuevas ramas de investigación sobre los interrogantes surgidos de los resultados. Finalmente, debido al continuo estado de modificación de los pastizales en toda la región (Herrera *et al.* 2009; Medan *et al.* 2011) y a que las aves responden de manera muy diversa a la modificación del hábitat (Fillooy y Bellocq 2007), con los resultados de esta tesis se espera poder contribuir en la generación de herramientas de manejo y conservación de los pastizales nativos, y alertar sobre las consecuencias de la pérdida de este ecosistema único que representa la identidad natural y cultural de la región.

Referencias

- Agra M, Bilenca D, Codesido M (2015). Responses of birds to planting of *Lotus tenuis* pasture in the Flooding Pampas, Argentina. *Emu - Austral Ornithology* **115**, 270-276. doi:10.1071/MU14075
- Ammon EM, Stacey PB (1997). Avian Nest Success in Relation to Past Grazing Regimes in a Montane Riparian System. *The Condor* **99**, 7-13. doi:10.2307/1370219
- Anderson DR, Burnham KP, Thompson WL (2000). Null Hypothesis Testing: Problems, Prevalence, and an Alternative. *The Journal of Wildlife Management* **64**, 912. doi:10.2307/3803199
- Anteau MJ, Swift RJ, Sherfy MH, Koons DN, Ellis KS, Shaffer TL, Toy DL, Ring MM (2022). Experimental evaluation of predator exclosures on nest, chick, and adult survival of piping plovers. *The Journal of Wildlife Management* **86**, e22139. doi:10.1002/JWVG.22139
- Askins RA, Chávez-Ramírez F, Dale BC, Haas CA, Herkert JR, Knopf FL, Vickery PD (2007). Conservation of Grassland Birds in North America: Understanding Ecological Processes in Different Regions: «Report of the AOU Committee on Conservation». *Ornithological Monographs*, 1-46. doi:10.2307/40166905
- Attwood SJ, Park SE, Maron M, Collard SJ, Robinson D, Reardon-Smith KM, Cockfield G (2009). Declining birds in Australian agricultural landscapes may benefit from aspects of the European agri-environment model. *Biological Conservation* **142**, 1981-1991. doi:10.1016/j.biocon.2009.04.008
- Azpiroz AB (2008). Birds in Natural and Cultivated Grasslands in the Northern Campos of Uruguay: Diversity Patterns, Responses to Vegetation Structure, and Nest Survival. University of Missouri, Saint Louis, Missouri.
- Azpiroz AB, Blake JG (2016). Associations of grassland birds with vegetation structure in the Northern Campos of Uruguay. *The Condor* **118**, 12-23. doi:10.1650/CONDOR-15-49.1
- Azpiroz AB, Isacch JP, Dias RA, Di Giacomo AS, Fontana CS, Palarea CM (2012). Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review. *Journal of Field Ornithology* **83**, 217-246. doi:10.1111/j.1557-9263.2012.00372.x
- Bahía R, Zalba S (2019). Changes in grassland bird communities and breeding success after a fire in the Argentinian Pampas. *Biodiversity and Conservation*. doi:10.1007/s10531-019-01850-4
- Baldi G, Guerschman JP, Paruelo JM (2006). Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **116**, 197-208. doi:10.1016/j.agee.2006.02.009
- Baldi G, Paruelo JM (2008). Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society* **13**, 6.
- Benítez-López A, Alkemade R, Verweij PA (2010). The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. *Biological Conservation* **143**, 1307-1316. doi:10.1016/j.biocon.2010.02.009

- Benson TJ, Brown JD, Bednarz JC (2010). Identifying predators clarifies predictors of nest success in a temperate passerine. *Journal of Animal Ecology* **79**, 225-234. doi:10.1111/j.1365-2656.2009.01604.x
- Benson TJ, Chiavacci SJ, Ward MP (2013). Patch size and edge proximity are useful predictors of brood parasitism but not nest survival of grassland birds. *Ecological Applications* **23**, 879-887. doi:10.1890/12-1101.1
- Berkunsky I (2010). Ecología reproductiva del Loro hablador (*Amazona aestiva*) en el Chaco argentino. Universidad Nacional de La Plata.
- Bilenca D, Miñarro F (2004). «Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil (AVPs)». (Fundación Vida Silvestre Argentina: Buenos Aires, Argentina)
- BirdLife International (2023). Species factsheet: *Cistothorus platensis*. Available at: <http://www.birdlife.org>
- Blondel J (2003). Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos* **100**, 223-231. doi:10.1034/j.1600-0706.2003.12152.x
- Bowles M (1993). Long-term grazing effects on sand prairie and grassland bird habitat at the Savanna Army Depot: with recommendations for management and recovery. Lisle.
- Braccalente L (2010). Efectos de los montes forestales exóticos sobre la avifauna del pastizal en las sierras de Tandil. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.
- Brandolin PG, Blendinger PG, Cantero JJ (2016). From relict saline wetlands to new ecosystems: Changes in bird assemblages. *Ardeola* **63**, 329-348. doi:10.13157/arla.63.2.2016.ra7
- Branson DH, Joern A, Sword GA (2006). Sustainable management of insect herbivores in grassland ecosystems: New perspectives in grasshopper control. *BioScience* **56**, 743-755. doi:10.1641/0006-3568(2006)56[743:SMOIH]2.0.CO;2
- Browne M (2022). Las aves amenazadas como indicadores de sustentabilidad ambiental de la actividad ganadera y de la conservación en pastizales del Nordeste Argentino. Universidad Nacional del Nordeste.
- Browne M, Turbek SP, Pasian C, Di Giacomo AS (2021). Low reproductive success of the endangered Iberá Seedeater in its only known breeding site, the Iberá Wetlands, Argentina. *Ornithological Applications* **123**, 1-12. doi:10.1093/ornithapp/duab008
- Burhans DE, Thompson FR (1998). Effects of Time and Nest-Site Characteristics on Concealment of Songbird Nests. *The Condor* **100**, 663-672. doi:10.2307/1369747
- Burnham K, Anderson D (2002). «Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach» 2nd ed. (Springer: New York)
- Burnham KP, Anderson DR, Huyvaert KP (2011). AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology* **65**, 23-35. doi:10.1007/s00265-010-1029-6

- Cabrera AL (1971). Fitogeografía de la república Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* **14**, 1-42.
- Calamari NC, Blandón AC, Canavelli SB, Dardanelli S, Gavier-Pizarro GI, Zaccagnini ME (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.
- Carbone C, Christie S, Conforti K, Coulson T, Franklin N, Ginsberg JR, Griffiths M, Holden J, Kawanishi K, Kinnaird M, Laidlaw R, Lynam A, Macdonald DW, Martyr D, McDougal C, Nath L, O'Brien T, Seidensticker J, Smith DJL, Sunquist M, Tilson R, Shahrudin WN (2001). The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation* **4**, 75-79. doi:10.1017/S1367943001001081
- Cardoni DA, Isacch JP, Baladrón A (2017). Causes and Consequences of Nest Mass and Structure Variation in the Bay-Capped Wren-Spinetail *Spartonoica maluroides*. *Acta Ornithologica* **52**, 51-58. doi:10.3161/00016454AO2017.52.1.005
- Cardoni DA, Isacch JP, Iribarne O (2012). Effects of cattle grazing and fire on the abundance, habitat selection, and nesting success of the Bay-capped Wren-Spinetail (*Spartonoica maluroides*) in coastal saltmarshes of the pampas region. *Condor* **114**, 803-811. doi:10.1525/cond.2012.110186
- Carman R (1984). Límite austral de la distribución del tigre o yaguareté (*Leo onca*) en los siglos XVIII y XIX. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia"* **13**, 293-296.
- Carrizo M, Delhey K (2008). Observations on a Nest of the Bearded Tachuri (*Polystictus pectoralis*). *Ornitología Neotropical* **19**, 157-160. doi:10.1093/jmammal/20.2.253b
- Caruso N, Luengos Vidal E, Manfredi M, Araujo M, Lucherini M (2020). Spatio-temporal interactions of carnivore species in a coastal ecosystem in Argentina. *Ocean and Coastal Management* **198**, 105311.
- Cavalli M, Martínez-Curci NS, Baladrón A, Bó MS, Chiaradía N, Peluc S, Isacch JP (2022). Are novel ecosystems suitable habitats for native birds? Birds' association with spontaneous vegetation patches in the argentinean pampas. *Biodiversity and Conservation* **31**, 811-830. doi:10.1007/s10531-022-02365-1
- Chalfoun AD, Thompson FR, Ratnaswamy MJ (2002). Nest Predators and Fragmentation: a Review and Meta-Analysis. *Conservation Biology* **16**, 306-318. doi:10.1046/j.1523-1739.2002.00308.x
- Chaneton E, Mazía N, Batista W, Rolhauser A, Ghersa C (2012). Woody plant invasions in Pampa grasslands: a biogeographical and community assembly perspective. En «Ecotones between forest and grassland». (Ed R Myster.) (Springer: New York)
- Churchwell RT, Davis CA, Fuhlendorf SD, Engle DM (2008). Effects of Patch-Burn Management on Dickcissel Nest Success in a Tallgrass Prairie. *The Journal of Wildlife Management* **72**, 1596-1604. doi:10.2193/2007-365
- Cialdella AM, Muñoz-Schick M, Morrone O (2013). Sinopsis de las especies austro-americanas del

- género *Nassella* (Poaceae, Pooideae, Stipeae). *Darwiniana, nueva serie* **1**, 76-161.
- Codesido M, González-Fischer C, Bilenca D (2012). Agricultural land-use, avian nesting and rarity in the Pampas of central Argentina. *Emu - Austral Ornithology* **112**, 46-54. doi:10.1071/MU11049
- Codesido M, González-Fischer C, Bilenca D (2008). Asociaciones entre diferentes patrones de uso de la tierra y ensambles de aves en agroecosistemas de la Región Pampeana, Argentina. *Ornitología Neotropical* **19**, 575–585.
- Codesido M, González-Fischer C, Bilenca D (2011). Distributional Changes of Landbird Species in Agroecosystems of Central Argentina. *The Condor* **113**, 266-273.
doi:10.1525/cond.2011.090190
- Codesido M, González-Fischer CM, Bilenca DN (2013). Landbird assemblages in different agricultural landscapes: A case study in the Pampas of central Argentina. *Condor* **115**, 8-16.
doi:10.1525/cond.2012.120011
- Colombo M (2022). Biología reproductiva de la Cachirla Pálida (Aves: Motacillidae) en pastizales del noreste de la provincia de Buenos Aires con uso ganadero extensivo. Universidad Nacional de La Plata.
- Colombo MA, Jauregui A, Gonzalez E, Segura LN (2021). Nesting biology and nest survival of the Grassland Sparrow (*Ammodramus humeralis*) in grazed grasslands of central-eastern Argentina. *Neotropical Biodiversity* **7**, 67-74. doi:10.1080/23766808.2021.1888625
- Colombo MA, Segura LN (2021). Forest edges negatively influence daily nest survival rates of a grassland Tinamou, the Spotted Nothura (*Nothura maculosa*). *Canadian Journal of Zoology* **99**, 573-579. doi:10.1139/cjz-2020-0210
- Colombo MA, Segura LN (2023). Nest-site features influence nest survival of the Hellmayr's pipit in extensive cattle-grazed grasslands. *The Journal of Wildlife Management* **87**.
doi:10.1002/jwmg.22396
- Comparatore VM, Martínez MM, Vasallo AI, Barg M, Isacch JP (1996). Abundancia y relaciones con el hábitat de aves y mamíferos en pastizales de paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) manejados con fuego. *Interciencia* **21**, 228-237.
- Conner RN, Adkisson CS (1977). Principal Component Analysis of Woodpecker Nesting Habitat. *The Wilson Bulletin* **89**, 122-129.
- Conover RR, Dinsmore SJ, Burger LW (2011). Effects of conservation practices on bird nest density and survival in intensive agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **141**, 126-132.
doi:10.1016/j.agee.2011.02.022
- Cortelezzi A, Simoy MV, Siri A, Donato M, Cepeda RE, Marinelli CB, Berkunsky I (2020). New insights on bioindicator value of Chironomids by using occupancy modelling. *Ecological Indicators* **117**, 106619. doi:10.1016/j.ecolind.2020.106619
- Cozzani N (2009). Efectos del pastoreo sobre el éxito de cría de aves de pastizal pampeano. Universidad Nacional Del Sur.

- Cozzani N, Zalba S (2012). Depredadores de nidos en pastizales del Parque Provincial Ernesto Tornquist (Provincia de Buenos Aires, Argentina), su importancia relativa bajo distintas intensidades de pastoreo. *Hornero* **27**, 137–148.
- Cozzani N, Zalba SM (2009). Estructura de la vegetación y selección de hábitats reproductivos en aves del pastizal pampeano. *Ecología Austral*, 35-44.
- Cozzani NC, Sánchez R, Zalba SM (2004). Nidificación de la Loica Pampeana (*Sturnella defilippii*) en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Hornero* **19**, 47-52.
- Cravino A, Brazeiro A (2021). Grassland afforestation in South America: Local scale impacts of eucalyptus plantations on Uruguayan mammals. *Forest Ecology and Management* **484**, 118937. doi:10.1016/j.foreco.2021.118937
- Crooks KR, Soulé ME (1999). Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* **400**, 563-566. doi:10.1038/23028
- Cunningham MA, Johnson DH (2019). Narrowness of habitat selection in woodland and grassland birds. *Avian Conservation and Ecology* **14**, 14. doi:10.5751/ACE-01372-140114
- Cunningham MA, Johnson DH (2006). Proximate and Landscape Factors influence Grassland Bird Distributions. *Ecological Applications* **16**, 1062-1075.
- Daan S, Dijkstra C, Drent R, Meijer T (1988). Food supply and the annual timing of avian reproduction. En «Acta XIX Congressus Internationalis Ornithologici». (Ed H Ouellet.) pp. 392-407. (National Museum of Natural Sciences: Ontario, Canadá)
- Dalla Salda L, Spalletti L, Poiré D, De Barrio R, Echeveste H (2006). Tandilia. *Serie correlación geológica* **21**, 17-46.
- Davis CL, Rich LN, Farris ZJ, Kelly MJ, Di Bitetti MS, Blanco Y Di, Albanesi S, Farhadinia MS, Gholikhani N, Hamel S, Harmsen BJ, Wulsch C, Kane MD, Martins Q, Murphy AJ, Steenweg R, Sunarto S, Taktehrani A, Thapa K, Tucker JM, Whittington J, Widodo FA, Yoccoz NG, Miller DAW (2018). Ecological correlates of the spatial co-occurrence of sympatric mammalian carnivores worldwide Ed J Davies. *Ecology Letters* **21**, 1401-1412. doi:10.1111/ele.13124
- Davis SK (2005). Nest-Site Selection Patterns and the Influence of Vegetation on Nest Survival of Mixed-Grass Prairie Passerines. *The Condor* **107**, 605-616. doi:10.1093/condor/107.3.605
- de Abelleira D, Banchemo S, Verón S, Mosciaro J, Volante J (2020). Mapa Nacional de Cultivos campaña 2019/2020. Colección 1. Versión 1. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA).
- de la Peña M (2013). «Nidos y reproducción de las Aves Argentinas». (Ediciones Biológica. Serie Naturaleza, Conservación y Sociedad)
- de la Peña M (2011). Observaciones de campo en la alimentación de las aves. *Biológica* **13**, 1-88.
- de la Peña M (2016). Trogonidae a Furnariidae. En «Aves argentinas: descripción, comportamiento, reproducción y distribución». pp. 1-620
- De la Sota E (1967). Composición, origen y vinculaciones de la flora pteridológica de las sierras de

- Buenos Aires (Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* **11**, 105–128.
- Devries JH, Clark RG, Armstrong LM (2018). Dynamics of habitat selection in birds: adaptive response to nest predation depends on multiple factors. *Oecologia* **187**, 305-318.
doi:10.1007/s00442-018-4134-2
- Di Giacomo AG (2005). Aves de la Reserva El Bagual. En «Historia Natural y Paisaje de la Reserva El Bagual, Provincia de Formosa, Argentina». (Eds AG Di Giacomo, SF Krapovickas.) pp. 201-465.
- Di Giacomo AG, Di Giacomo AS, Rebores JC (2011a). Effects of grassland burning on reproductive success of globally threatened Strange-tailed Tyrants *Alectrurus risora*. *Bird Conservation International* **21**, 411-422. doi:10.1017/S0959270910000584
- Di Giacomo AS (2010). Ecología y conservación del Yetapá de Collar (*Alectrurus risora*, Tyrannidae). Universidad de Buenos Aires.
- Di Giacomo AS, Di Giacomo AG (2004). Extinción, historia natural y conservación de las poblaciones del Yetapá de Collar (*Alectrurus risora*) en la Argentina. *Ornitología Neotropical* **15**, 145-157.
- Di Giacomo AS, Di Giacomo AG, Rebores JC (2011b). Male and Female Reproductive Success in a Threatened Polygynous Species: The Strange-tailed Tyrant, *Alectrurus risora*. *The Condor* **113**, 619-628. doi:10.1525/cond.2011.100067
- Di Giacomo AS, Vickery PD, Casaas H, Spitznagel OA, Ostrosky C, Krapovickas S, Bosso AJ (2010). Landscape associations of globally threatened grassland birds in the aguapey river important bird area, corrientes, Argentina. *Bird Conservation International* **20**, 62-73.
doi:10.1017/S0959270909990177
- Dieni JS, Jones SL (2003). Grassland Songbird nest site selection patterns in Northcentral Montana. *The Wilson Bulletin* **115**, 388-396.
- Donald PF, Sanderson FJ, Burfield IJ, van Bommel FPJ (2006). Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **116**, 189-196. doi:10.1016/j.agee.2006.02.007
- Dotta G, Phalan B, Silva TW, Green R, Balmford A (2016). Assessing strategies to reconcile agriculture and bird conservation in the temperate grasslands of South America. *Conservation Biology* **30**, 618-627. doi:10.1111/cobi.12635
- Ellison KS, Ribic CA, Sample DW, Fawcett MJ, Dadisman JD (2013). Impacts of Tree Rows on Grassland Birds and Potential Nest Predators: A Removal Experiment Ed N Saino. *PLoS ONE* **8**, e59151. doi:10.1371/journal.pone.0059151
- Evans A, Vickery J, Shrubbs M (2004). Importance of overwintered stubble for farmland bird recovery (and reply from G.R. (Dick) Potts). *Bird Study* **51**, 94-96. doi:10.1080/00063650409461339
- Fahrig L (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**, 487-515. doi:10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419

- Fahrig L (2013). Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* **40**, 1649-1663. doi:10.1111/jbi.12130
- Ferman LM, Montalti D (2010). Summer feeding ecology of great pampa-finches, *Embernagra platensis* at Laguna de Guaminí, Buenos Aires, Argentina. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* **82**, 663-669. doi:10.1590/s0001-37652010000300014
- Ferretti V, Llambías PE, Martín TE (2005). Life-history variation of a neotropical thrush challenges food limitation theory. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 769-773. doi:10.1098/rspb.2004.3039
- Filloy J, Bellocq MI (2007). Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean region. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **120**, 291-298. doi:10.1016/j.agee.2006.09.013
- Fiske I, Chandler R (2011). Unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software* **43**, 1–23. doi:10.18637/jss.v043.i10
- Flaspohler DJ, Temple SA, Rosenfield RN (2000). Relationship between nest success and concealment in two ground-nesting passerines. *Journal of Field Ornithology* **71**, 736-747. doi:10.1648/0273-8570-71.4.736
- Fraga RM (2003). Distribution, natural history and conservation of the Black-and-white Monjita (*Heteroxolmis dominicana*) in Argentina, a species vulnerable to extinction. *Ornitología Neotropical* **14**, 145-156.
- Fraga RM, Casañas H, Pugnali G (1998). Natural history and conservation of the endangered saffron-cowled blackbird *Xanthopsar flavus* in Argentina. *Bird Conservation International* **8**, 255-267. doi:10.1017/S095927090000191X
- Francisco MR (2006). Breeding biology of the Double-collared Seedeater (*Sporophila caerulea*). *Wilson Journal of Ornithology* **118**, 85-90. doi:10.1676/1559-4491(2006)118[0085:BBOTDS]2.0.CO;2
- Frangi JL, Bottino OJ (1995). Comunidades vegetales de la Sierra de la Ventana, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía* **71**, 93-133.
- Freitas MS, Francisco MR (2012). Nesting behavior of the Grassland Yellow-Finch (*Sicalis luteola*) in southeastern Brazil. *Ornitología Neotropical*, 341-348.
- Frutos AE, Reales CF, Lorenzón RE, Ronchi-Virgolini AL (2016). Spatial Variation in Bird Assemblages are Linked to Environmental Heterogeneity in Agricultural Landscapes in the Province of Entre Ríos, Argentina. *Avian Biology Research* **9**, 273-281. doi:10.3184/175815516X14725499175863
- Ghersa CM, Fuente E de la, Suarez S, Leon RJ. (2002). Woody species invasion in the Rolling Pampa grasslands, Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **88**, 271-278. doi:10.1016/S0167-8809(01)00209-2
- Gibson DJ (2009). «Grasses and grassland ecology». (Oxford University Press: New York city, USA)
- Gilarranz LJ, Sabatino M, Aizen MA, Bascompte J (2015). Hot spots of mutualistic networks Ed K

- Cottenie. *Journal of Animal Ecology* **84**, 407-413. doi:10.1111/1365-2656.12304
- Gill FB (2007). «Ornithology». 3era Edición. Macmillan. (New York, USA.)
- Goijman AP, Conroy MJ, Bernardos JN, Zaccagnini E (2015). Multi-Season Regional Analysis of Multi-Species Occupancy: Implications for Bird Conservation in Agricultural Lands in EastCentral Argentina. *Plos One* **10**, e0130874. doi:10.1371/journal.pone.0130874
- Gonzalez E, Jauregui A, Segura LN (2019). Breeding biology of the Yellow-browed Tyrant (*Satrapa icterophrys*) in south temperate forests of central Argentina. *The Wilson Journal of Ornithology* **131**, 534. doi:10.1676/18-140
- Götmark F, Blomqvist D, Johansson OC, Bergkvist J (1995). Nest Site Selection: A Trade-Off between Concealment and View of the Surroundings? *Journal of Avian Biology* **26**, 305. doi:10.2307/3677045
- Grant TA, Shaffer TL (2012). Time-specific patterns of nest survival for ducks and passerines breeding in North Dakota. *The Auk* **129**, 319-328. doi:10.1525/auk.2012.11064
- Grant TA, Shaffer TL, Madden EM, Pietz PJ (2005). Time-Specific Variation in Passerine Nest Survival: New Insights into Old Questions Ed DH Johnson. *The Auk* **122**, 661-672. doi:10.1093/auk/122.2.661
- Grant TA, Madden E, Berkey GB (2004). Tree and shrub invasion in northern mixed-grass prairie: implications for breeding grassland birds. *Wildlife Society Bulletin* **32**, 807-818. doi:https://doi.org/10.2193/0091-7648(2004)032[0807:TASIIN]2.0.CO;2
- Grueber CE, Nakagawa S, Laws RJ, Jamieson IG (2011). Multimodel inference in ecology and evolution: challenges and solutions. *Journal of Evolutionary Biology* **24**, 699-711. doi:10.1111/j.1420-9101.2010.02210.x
- Guttery MR, Ribic CA, Sample DW, Paulios A, Trosen C, Dadisman J, Schneider D, Horton JA (2017). Scale-specific habitat relationships influence patch occupancy: defining neighborhoods to optimize the effectiveness of landscape-scale grassland bird conservation. *Landscape Ecology* **32**, 515-529. doi:10.1007/s10980-016-0462-y
- Hansell M (2000). «Bird Nests and Construction Behaviour». (Cambridge University Press: Cambridge)
- Henwood W (2010). Toward a strategy for the conservation and protection of the world's temperate grasslands. *Great Plains Research* **20**, 121-134.
- Herkert JR, Reinking DL, Wiedenfeld DA, Winter M, Zimmerman JL, Jensen WE, Finck EJ, Koford RR, Wolfe DH, Sherrod SK, Jenkins MA, Faaborg J, Robinson SK (2003). Effects of Prairie Fragmentation on the Nest Success of Breeding Birds in the Midcontinental United States. *Conservation Biology* **17**, 587-594. doi:10.1046/j.1523-1739.2003.01418.x
- Herrera L, Montti L, Sabatino M, De Rito M (2019). El paisaje serrano de Tandilia: un tesoro geológico, ecológico y cultural. *Ciencia Hoy* **28**, 44-50.
- Herrera LP, Lateral P (2011). Relative influence of size, connectivity and disturbance history on plant

- species richness and assemblages in fragmented grasslands. *Applied Vegetation Science* **14**, 181-188. doi:10.1111/j.1654-109X.2010.01117.x
- Herrera LP, Laterra P, Maceira NO, Zelaya KD, Martínez GA (2009). Fragmentation Status of Tall-Tussock Grassland Relicts in the Flooding Pampa, Argentina. *Rangeland Ecology & Management* **62**, 73-82. doi:10.2111/08-015
- Herrera LP, Sabatino MC, Jaimes FR, Saura S (2017). Landscape connectivity and the role of small habitat patches as stepping stones: an assessment of the grassland biome in South America. *Biodiversity and Conservation* **26**, 3465-3479. doi:10.1007/s10531-017-1416-7
- Herse MR, Estey ME, Moore PJ, Sandercock BK, Boyle WA (2017). Landscape context drives breeding habitat selection by an enigmatic grassland songbird. *Landscape Ecology* **32**, 2351–2364. doi:10.1007/s10980-017-0574-z
- Hewett Ragheb EL, Miller KE, Hoerl Leone E (2019). Exclosure fences around nests of imperiled Florida Grasshopper Sparrows reduce rates of predation by mammals. *Journal of Field Ornithology* **90**, 309-324. doi:10.1111/jof.12310
- Hilty JA, Merenlender AM (2004). Use of Riparian Corridors and Vineyards by Mammalian Predators in Northern California. *Conservation Biology* **18**, 126-135. doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00225.x
- Hoekstra JM, Boucher TM, Ricketts TH, Roberts C (2004). Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* **8**, 23-29. doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x
- Hoffmann D, Lopes LE, De Vasconcelos MF (2009). Natural history notes on the Pale-throated Serrafinch (*Embernagra longicauda*) in eastern Brazil. *Ornitologia Neotropical* **20**, 597-607.
- Hovick TJ, Elmore RD, Fuhlendorf SD (2014). Structural heterogeneity increases diversity of non-breeding grassland birds. *Ecosphere* **5**, art62. doi:10.1890/ES14-00062.1
- Ibáñez-Álamo JD, Magrath RD, Oteyza JC, Chalfoun AD, Haff TM, Schmidt KA, Thomson RL, Martin TE (2015). Nest predation research: recent findings and future perspectives. *Journal of Ornithology* **156**, 247-262. doi:10.1007/s10336-015-1207-4
- Isacch JP, Cardoni DA (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. doi:10.1525/cond.2011.100123
- Isacch JP, Martínez MM (2001). Estacionalidad y relaciones con la estructura del habitat de la comunidad de aves de pastizales de paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) manejados con fuego en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical* **12**, 345-354.
- Jacobs RB, Thompson FR, Koford RR, La Sorte FA, Woodward HD, Fitzgerald JA (2012). Habitat and landscape effects on abundance of Missouri's grassland birds. *The Journal of Wildlife Management* **76**, 372-381. doi:10.1002/jwmg.264
- Jacobson MD, Tsakiris ET, Long AM, Jensen WE (2011). No evidence for observer effects on Lark

- Sparrow nest survival. *Journal of Field Ornithology* **82**, 184-192. doi:10.1111/j.1557-9263.2011.00321.x
- Jefferies MM, Garrido Coria PS, Llambías PE (2021). Nest predator identity and nest predation rates of three songbirds in the Central Andes of south temperate Argentina. *The Wilson Journal of Ornithology* **133**, 117-124. doi:10.1676/19-00149
- Jehle G, Yackel Adams AA, Savidge JA, Skagen SK (2004). Nest Survival Estimation: A Review of Alternatives to the Mayfield Estimator. *The Condor* **106**, 472-484. doi:10.1093/condor/106.3.472
- Jensen WE, Finck EJ (2004). Edge Effects on Nesting Dickcissels (*Spiza americana*) in Relation to Edge Type of Remnant Tallgrass Prairie in Kansas. *The American Midland Naturalist* **151**, 192-199. doi:https://doi.org/10.1674/0003-0031(2004)151[0192:EEONDS]2.0.CO;2
- Jones SL, Dieni JS (2007). The relationship between predation and nest concealment in mixed-grass prairie passerines: an analysis using program MARK. *Studies in Avian Biology* **34**, 117-123.
- Jones SL, White GC (2012). The Effect of Habitat Edges on Nest Survival of Sprague's Pipits. *The Wilson Journal of Ornithology* **124**, 310-315. doi:10.1676/11-151.1
- Kasper CB, Bastazini VAG, Soares JBG, de Freitas TRO (2012). Abundance of *Conepatus chinga* (Carnivora, Mephitidae) and other medium-sized mammals in grasslands of southern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia* **102**, 303-310. doi:10.1590/s0073-47212012000300009
- Kelly JP (1993). The Effect of Nest Predation on Habitat Selection by Dusky Flycatchers in Limber Pine-Juniper Woodland. *The Condor* **95**, 83-93. doi:10.2307/1369389
- Kelly MJ, Holub EL (2008). Camera trapping of carnivores: Trap success among camera types and across species, and habitat selection by species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern Naturalist* **15**, 249-262. doi:http:// dx.doi.org/10.1656/1092-6194(2008)15[249:CTOCTS]2.0.CO;2
- Keyel AC, Strong AM, Perlut NG, Reed JM (2013). Evaluating the roles of visual openness and edge effects on nest-site selection and reproductive success in grassland birds. *The Auk* **130**, 161-170. doi:10.1525/auk.2012.12039
- Kristensen MJ, Lavornia J, Leber V, Pose MP, Salle A, Braccalente L, Giarratano M, Higuera M (2014). Estudios para la conservación de la pampa austral I. Diagnóstico de la biodiversidad local. *Revista Estudios Ambientales* **2**, 105-118.
- Laake J (2019). Package 'RMark'. R code for Mark. Available at: <https://cran.r-project.org/web/package/RMark/index.html>.
- Lack DL (1968). «Ecological adaptations for breeding in birds» Ed Methuen & Co. (London)
- Lahti DC (2001). The “edge effect on nest predation” hypothesis after twenty years. *Biological Conservation* **99**, 365-374. doi:10.1016/S0006-3207(00)00222-6
- Laterra P, Ricci L, Vignolio O (1994). Efectos del fuego y del pastoreo sobre la regeneración por semillas de *Paspalum quadrifarium* en la Pampa Deprimida , Argentina. *Ecología Austral* **4**,

101-109.

- Leston L (2013). Transmission lines as tall-grass prairie habitats: local mowing, spraying, and surrounding urbanization as determinants of wildlife richness and abundance. University of Manitoba.
- Little IT, Hockey PAR, Jansen R (2015). Predation drives nesting success in moist highland grasslands: the importance of maintaining vegetation cover for bird conservation. *Ostrich: Journal of African Ornithology* **86**, 37-41. doi:10.2989/00306525.2015.1005557
- Llambías PE, Garrido PS, Jefferies MM, Fernández GJ (2018). Social mating system, male parental care contribution and life history traits of a southern Sedge Wren (*Cistothorus platensis platensis*) population: a comparison with northern Sedge Wrens (*Cistothorus platensis stellaris*). *Journal of Ornithology* **159**, 221-231. doi:10.1007/s10336-017-1491-2
- Lloyd JD, Martin TE (2005). Reproductive Success of Chestnut-Collared Longspurs in Native and Exotic Grassland. *The Condor* **107**, 363-374. doi:10.1093/condor/107.2.363
- Lombardi J V., Haines AM, Watts GW, Grassman LI, Janečka JE, Caso A, Carvajal S, Wardle ZM, Yamashita TJ, Stasey WC, Branney AB, Scognamillo DG, Campbell TA, Young JH, Tewes ME (2022). Status and distribution of jaguarundi in Texas and Northeastern México: Making the case for extirpation and initiation of recovery in the United States. *Ecology and Evolution* **12**, e8642. doi:10.1002/ece3.8642
- Lopes LE (2017). Morphological variation of the Long-tailed Reed Finch *Donacospiza albifrons* (Vieillot, 1817) (Aves: Thraupidae). *Zootaxa* **4329**, 201-218. doi:10.11646/zootaxa.4329.3.1
- De Lucca E, Chimento N (2020). El puma (*Puma concolor*) en las pampas de la provincia de Buenos Aires: Una actualización sobre distribución geográfica y conflicto con el hombre. *Historia Natural* **10**, 53-79.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Royle JA, Pollock KH, Bailey LL, Hines JE (2018). «Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species occurrence» Second Edi. (Academic Press: London, UK) doi:10.1016/C2012-0-01164-7
- Mariottini Y, De Wysiecki ML, Lange CE (2011). Seasonal occurrence of life stages of grasshoppers (Orthoptera: Acridoidea) in the southern Pampas, Argentina. *Zoological Studies* **50**, 737-744.
- Márquez MI, Kristensen MJ, Lavornia JM, Linares S (2019). Evaluation of factors that affect the spatial distribution of alien shrubs to monitor their invasion in a Pampa protected landscape in Tandil, Argentina. *Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade* **6**, 427-444. doi:10.21438/rbgas.061312
- Martin TE (1995). Avian Life History Evolution in Relation to Nest Sites, Nest Predation, and Food. *Ecological Monographs* **65**, 101-127. doi:10.2307/2937160
- Martin TE (1987). Food as a limit on breeding birds: a life-history perspective. *Annual Review of Ecology and Systematics* **18**, 453-487. doi:10.1146/annurev.es.18.110187.002321
- Martin TE (1996). Life History Evolution in Tropical and South Temperate Birds: What Do We

- Really Know? *Journal of Avian Biology* **27**, 263. doi:10.2307/3677257
- Martin TE (1993a). Nest predation among vegetation layers and habitat types: revising the dogmas. *American Naturalist* **141**, 897-913. doi:10.1086/285515
- Martin TE (1993b). Nest Predation and Nest Sites. *BioScience* **43**, 523-532. doi:10.2307/1311947
- Martin TE, Geupel GR (1993). Nest-Monitoring Plots: Methods for Locating Nests and Monitoring Success. *Journal of Field Ornithology* **64**, 507-519.
- Martin TE, Martin PR, Olson CR, Heidinger BJ, Fontaine JJ (2000). Parental Care and Clutch Sizes in North and South American Birds. *Science* **287**, 1482-1485. doi:10.1126/science.287.5457.1482
- Martínez-Aguirre T, Dopazo JE, Cortelezzi A, Arellano ML, Trofino-Falasco C, Simoy MV, Berkunsky I (2021). Two New Species of the Genus *Melanophryniscus* (Amphibia: Anura: Bufonidae) from Pampa Grasslands of Argentina. *Russian Journal of Herpetology* **28**, 108-116. doi:10.30906/1026-2296-2021-28-2-108-116
- Matos HM, Santos MJ, Palomares F, Santos-Reis M (2009). Does riparian habitat condition influence mammalian carnivore abundance in Mediterranean ecosystems? *Biodiversity and Conservation* **18**, 373-386. doi:10.1007/s10531-008-9493-2
- Matteucci SD (2012). Ecorregión Pampa. En «Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos». pp. 391-446
- MAyDS y AA (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable y Aves Argentinas) (2017). Categorización de las aves de la Argentina según su estado de conservación. Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- Mayfield HF (1975). Suggestions for Calculating Nest Success. *The Wilson Bulletin* **87**, 456-466.
- McKinney ML (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* **127**, 247-260. doi:10.1016/j.biocon.2005.09.005
- McKinnon L, Picotin M, Bolduc E, Juillet C, Bêty J (2012). Timing of breeding, peak food availability, and effects of mismatch on chick growth in birds nesting in the High Arctic. *Canadian Journal of Zoology* **90**, 961-971. doi:10.1139/z2012-064
- Medan D, Torretta JP, Hodara K, de la Fuente EB, Montaldo NH (2011). Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina. *Biodiversity and Conservation* **20**, 3077-3100. doi:10.1007/s10531-011-0118-9
- Mermoz ME, Reboreda JC (1998). Nesting success in Brown-and-yellow Marshbirds: effects of timing, nest site, and brood parasitism. *The Auk* **115**, 871-878.
- Miñarro F, Bilenca D (2008). The Conservation Status of Temperate Grasslands in Central Argentina.
- Murillo N, Laterra P, Monterubbianesi G (2007). Post-dispersal granivory in a tall-tussock grassland: A positive feedback mechanism of dominance? *Journal of Vegetation Science* **18**, 799. doi:10.1658/1100-9233(2007)18[799:pgiatg]2.0.co;2
- Naiman RJ, Bechtold JS, Drake DC, Latterell JJ, O'Keefe TC, Balian E V. (2005). Origins, Patterns, and Importance of Heterogeneity in Riparian Systems. En «Ecosystem Function in

- Heterogeneous Landscapes». pp. 279-309. (Springer: New York) doi:10.1007/0-387-24091-8_14
- Narosky T, Di Giacomo AS (1993). Las aves de la provincia de Buenos Aires: distribución y estatus. *Asociación Ornitológica del Plata, Vázquez Mazzini Editores.*
- Newton I (2004). The recent declines of farmland bird populations in Britain: An appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* **146**, 579-600. doi:10.1111/j.1474-919X.2004.00375.x
- Oyarzabal M, Andrade B, Pillar VD, Paruelo J (2019). Temperate Subhumid Grasslands of Southern South America. En «Encyclopedia of the World's Biomes». pp. 577-593. (Elsevier Inc.) doi:10.1016/B978-0-12-409548-9.12132-3
- Parsons AW, Rota CT, Forrester T, Baker-Whatton MC, McShea WJ, Schuttler SG, Millspaugh JJ, Kays R (2019). Urbanization focuses carnivore activity in remaining natural habitats, increasing species interactions Ed H Wheeler. *Journal of Applied Ecology* **56**, 1894-1904. doi:10.1111/1365-2664.13385
- Paruelo JM, Piñeiro G, Altesor AI, Rodríguez C, Oesterheld M (2004). Cambios estructurales y funcionales asociados al pastoreo en los pastizales del Río de la Plata. *Sitio Argentino de Producción Animal*, 1-10.
- Patten M, Shochat E, Reinking D, Wolfe D, Sherrod S (2006). Habitat Edge, Land Management, And Rates Of Brood Parasitism In Tallgrass Prairie. *Ecological Applications* **16**, 687-695.
- Perkins AJ, Whittingham MJ, Bradbury RB, Wilson JD, Morris AJ, Barnett PR (2000). Habitat characteristics affecting use of lowland agricultural grassland by birds in winter. *Biological Conservation* **95**, 279-294. doi:10.1016/S0006-3207(00)00042-2
- Perkins DG, Perlut NG, Strong AM (2013). Minor fitness benefits for edge avoidance in nesting grassland birds in the Northeastern United States. *The Auk* **130**, 512-519. doi:10.1525/auk.2013.12163
- Perrins CM (2008). The timing of birds' breeding seasons. *Ibis* **112**, 242-255. doi:10.1111/j.1474-919X.1970.tb00096.x
- Pietz PJ, Buhl DA, Shaffer JA, Winter M, Johnson DH (2009). Influence of Trees in the Landscape on Parasitism Rates of Grassland Passerine Nests in Southeastern North Dakota. *The Condor* **111**, 36-42. doi:10.1525/cond.2009.080012
- Pietz PJ, Granfors DA (2000). Identifying Predators and Fates of Grassland Passerine Nests Using Miniature Video Cameras. *The Journal of Wildlife Management* **64**, 71. doi:10.2307/3802976
- Pietz PJ, Granfors DA, Ribic CA (2012). Knowledge gained from video-monitoring grassland passerine nests. En «Video surveillance of nesting birds». (Eds CA Ribic, FR Thompson, PJ Pietz.) pp. 3-22. (University of California Press.)
- Pírez F, Aldabe J (2022). Comparison of the bird community in livestock farms with continuous and rotational grazing in eastern Uruguay. *Ornithology Research*. doi:10.1007/s43388-022-00113-1
- Poulin B, Lefebvre G, McNeil R (1992). Tropical Avian Phenology in Relation to Abundance and

- Exploitation of Food Resources. *Ecology* **73**, 2295-2309.
- Pretelli MG (2015). Efecto de la fragmentación del pastizal sobre las aves en pastizales costeros de la región pampeana. Universidad Nacional de Mar del Plata.
- Pretelli MG, Baladrón A V, Cardoni DA, Isacch JP (2018). Bandadas otoño-invernales en agroecosistemas del sudeste de la región Pampeana, Argentina. *Ornitología Neotropical* **29**, 259-269.
- Pretelli MG, Cardoni DA, Isacch JP (2014). Diet of Nestling Spectacled Tyrants (*Hymenops perspicillatus*) in the Southeast Pampas Region, Argentina. *The Wilson Journal of Ornithology* **126**, 754-759. doi:10.1676/14-001.1
- Pretelli MG, Cavalli M, Chiaradia NM, Cardoni A, Isacch JP (2023). Location matters: survival of artificial nests is higher in small grassland patches and near the patch edge. *Ibis* **165**, 111-124. doi:10.1111/ibi.13128
- Pretelli MG, Isacch JP (2013). Breeding Biology of Spectacled Tyrant (*Hymenops perspicillatus*) In the Southeastern Pampas Region, Argentina. *The Wilson Journal of Ornithology* **125**, 275-279. doi:10.1676/12-143.1
- Pretelli MG, Isacch JP, Cardoni DA (2015). Effects of fragmentation and landscape matrix on the nesting success of grassland birds in the Pampas grasslands of Argentina. *Ibis* **157**, 688-699.
- Pretelli MG, Isacch JP, Cardoni DA (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. doi:10.13157/arla.60.2.2013.327
- Pucheta FM, Pereda IM, Digiacomio AS (2018). The use of nest protectors for the saffron-cowled blackbird *Xanthopsar flavus* in Argentina. *Conservation Evidence* **15**, 1.
- Pyšková K, Kauzál O, Storch D, Horáček I, Pergl J, Pyšek P (2018). Carnivore distribution across habitats in a central-European landscape: a camera trap study. *ZooKeys* **770**, 227-246. doi:10.3897/zookeys.770.22554
- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing.
- Rahmig CJ, Jensen WE, With KA (2009). Grassland Bird Responses to Land Management in the Largest Remaining Tallgrass Prairie. *Conservation Biology* **23**, 420-432. doi:10.1111/j.1523-1739.2008.01118.x
- Renfrew RB, Ribic CA (2003). Grassland Passerine Nest Predators Near Pasture Edges Identified on Videotape Ed F Thompson III. *The Auk* **120**, 371-383. doi:10.1093/auk/120.2.371
- Ricklefs RE (1969). An analysis of nesting mortality in birds. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 1-48. doi:10.5479/si.00810282.9
- Ricklefs RE (1990). «The economy of nature: a textbook in basic ecology». (Chiron Press: New York)
- Robel RJ, Briggs JN, Dayton AD, Hulbert LC (1970). Relationships between Visual Obstruction Measurements and Weight of Grassland Vegetation. *Society for Range Management* **23**, 295-

297.

- Roff DA (1992). «The evolution of life histories: theory and analysis». (Chapman and Hall: New York)
- Rosenberg K, Dokter AM, Blancher PJ, Sauer JR, Smith AC, Smith PA, Stanton JC, Panjabi A, Helft L, Parr M, Marra PP (2019). Decline of the North American avifauna. *Science* **366**, 120-124. doi:10.1126/science.aaw1313
- Sabatino M, Maceira N, Aizen MA (2010). Direct effects of habitat area on interaction diversity in pollination webs. *Ecological Applications* **20**, 1491-1497. doi:10.1890/09-1626.1
- Sabatino Malena, Meli P, Rovere A (2021). Criteria to select vegetal species for restoration of plant-pollinator interactions in agricultural landscapes of the Pampa grassland (Argentina). *Acta Oecologica* **111**, 103710. doi:10.1016/j.actao.2021.103710
- Sample D, Mossman M (1997). «Managing habitat for grassland birds: a guide for Wisconsin». (Wisconsin Department of Natural Resources)
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR (1991). Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* **5**, 18-32. doi:10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x
- Schmidt KA (2003). Nest Predation and Population Declines in Illinois Songbirds: a Case for Mesopredator Effects. *Conservation Biology* **17**, 1141-1150. doi:10.1046/j.1523-1739.2003.02316.x
- Schwerdt L, Pompozzi G, Copperi S, Ferretti N (2014). Diversidad estructural y temporal de arácnidos epigeos (Arachnida), excepto ácaros, en el Sistema serrano de Tandilia (Buenos Aires, Argentina). *Historia Natural* **4**, 101-111.
- Segura LN (2011). Biología reproductiva del cardenal común (*Paroaria coronata*, Tharupidae) en talares del noreste de la provincia de buenos aires.
- Segura LN, Mahler B, Berkunsky I, Reboreda JC (2015). Nesting biology of the Red-crested Cardinal (*Paroaria Coronata*) in south temperate forests of central Argentina. *The Wilson Journal of Ornithology* **127**, 249-258.
- Segura LN, Reboreda JC (2012). Nest survival rates of Red-crested Cardinals increase with nest age in south-temperate forests of Argentina. *Journal of Field Ornithology* **83**, 343-350. doi:10.1111/j.1557-9263.2012.00384.x
- Sekercioglu C (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology & Evolution* **21**, 464-471. doi:10.1016/j.tree.2006.05.007
- Shahan JL, Goodwin BJ, Rundquist BC (2017). Grassland songbird occurrence on remnant prairie patches is primarily determined by landscape characteristics. *Landscape Ecology* **32**, 971-988. doi:10.1007/s10980-017-0500-4
- Shake CS, Moorman CE, Ridd Le JD, Burchell MR (2012). Influence of patch size and shape on occupancy by shrubland birds. *Condor* **114**, 268-278. doi:10.1525/cond.2012.110107

- Shew JJ, Nielsen CK, Sparling DW (2019). Finer-scale habitat predicts nest survival in grassland birds more than management and landscape: A multi-scale perspective. *Journal of Applied Ecology*, 1-17. doi:10.1111/1365-2664.13317
- Shnack J, Francesco F, Colado U, Novoa M, Schnack E (2000). Humedales antrópicos: su contribución para la conservación de la biodiversidad en los dominios subtropical y pampásico de la Argentina. *Ecología Austral* **10**, 63-80.
- Sliwinski MS, Powell LA, Schacht WH (2020). Similar Bird Communities Across Grazing Systems in the Nebraska Sandhills. *The Journal of Wildlife Management* **84**, 802-812. doi:10.1002/jwmg.21825
- Soriano A, León R, Sala O, Lavado R, Deregibus V, Cauéphé M, Scaglia O, Velázquez C, Lemcoff J (1991). Río de la Plata Grasslands. En «Natural grasslands. Introduction and Western Hemisphere. Ecosystems of the world». (Ed R Couplan.) pp. 367–407. (Elsevier: New York)
- Stanton RL, Morrissey CA, Clark RG (2018). Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **254**, 244-254. doi:10.1016/j.agee.2017.11.028
- Stearns SC (1992). «The evolution of life histories». (Oxford University Press: Oxford, UK)
- Stephens SE, Koons DN, Rotella JJ, Willey DW (2004). Effects of habitat fragmentation on avian nesting success: a review of the evidence at multiple spatial scales. *Biological Conservation* **115**, 101-110. doi:10.1016/S0006-3207(03)00098-3
- Storchová L, Hořák D (2018). Life-history characteristics of European birds. *Global Ecology and Biogeography* **27**, 400-406. doi:10.1111/geb.12709
- Sutherland WJ (2000). «The conservation handbook. Research, management, and policy». (Blackwell Science: Oxford, UK)
- Svagej WS, Mermoz ME, Fernández GJ (2003). Effect of egg type on the estimation of nest predation in passerines. *Journal of Field Ornithology* **74**, 243-249. doi:10.1648/0273-8570-74.3.243
- Temple SA, Fevold BM, Paine LK, Undersander DJ, Sample DW (1999). Nesting birds and grazing cattle: Accommodating both on midwestern pastures. *Studies in Avian Biology*, 196-202.
- Trofino-Falasco C, Di Giacomo AS, Aranguren MF, Martínez Aguirre T, Grilli P, Paz EL, Pizzarello MG, Vera DG, Berkunsky I (2022). Nesting biology of the Hudson's Canastero (*Asthenes hudsoni*) and the Bearded Tachuri (*Polystictus pectoralis*), two threatened and poorly known birds of the Pampas grasslands. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 1-10. doi:10.1080/01650521.2022.2052685
- Tubaro PL, Gabelli FM (1999). The decline of the Pampas Meadowlark: Difficulties of applying the IUCN criteria to neotropical grassland birds. *Studies in Avian Biology*, 250-257.
- Vaccaro AS, Dodyk L, Lapido R, Miguel A de, Grilli P (2020). ¿Cómo Contribuye La Alianza Del Pastizal a La Conservación De Las Aves En La Pampa Deprimida? *El hornero* **35**, 95-110.

- Valicenti R, Fariña E, Scaramuzzino R, D'Alfonso C (2010). Ordenación de la vegetación en el paisaje Boca de la Sierras (Azul, Sistema de Tandilia). *Revista de la Sociedad Argentina de Ecología de Paisajes* **1**, 111-122.
- Vera DG, Di Pietro DO, Tettamanti G, Eirin M, Trofino-Falasco C, Aranguren MF, Williams JD, Kacoliris FP, Berkunsky I (2021). An annotated list of the reptiles of the highland grassland of tandilia mountains, Argentina. *Neotropical Biology and Conservation* **16**, 185-204.
- Vera DG, Di Pietro DO, Trofino-Falasco C, Tettamanti G, Iriarte L, Harkes M, Kacoliris FP, Berkunsky I (2023). Identifying key conservation sites for the reptiles of the Tandilia mountains in Pampas highlands. *Journal for Nature Conservation* **71**, 126321.
doi:10.1016/j.jnc.2022.126321
- Vetter D, Rücker G, Storch I (2013). A meta-analysis of tropical forest edge effects on bird nest predation risk: *Biological Conservation* **159**, 382-395. doi:10.1016/j.biocon.2012.12.023
- Vickery JA, Feber RE, Fuller RJ (2009). Arable field margins managed for biodiversity conservation: A review of food resource provision for farmland birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **133**, 1-13. doi:10.1016/j.agee.2009.05.012
- Vickery PD, Tubaro P, Cardoso da Silva J, Peterjohn B, Herkert J, Cavalcanti R (1999). Conservation of grassland birds in the Western Hemisphere. En «Ecology and Conservation of Grassland Birds of the Western Hemisphere». (Eds P Vickery, J Herkert.) pp. 19:2–26. (Studies in Avian Biology)
- Vickery PD, Hunter ML, Melvint SM (1994). Effects of Habitat Area on the Distribution of Grassland Birds in Maine. *Conservation Biology* **8**, 1087-1097.
- Watson JEM, Jones KR, Fuller RA, Marco MD, Segan DB, Butchart SHM, Allan JR, McDonald-Madden E, Venter O (2016). Persistent Disparities between Recent Rates of Habitat Conversion and Protection and Implications for Future Global Conservation Targets. *Conservation Letters* **9**, 413-421. doi:10.1111/conl.12295
- West AS, Keyser PD, Lituma CM, Buehler DA, Applegate RD, Morgan J (2016). Grasslands bird occupancy of native warm-season grass. *The Journal of Wildlife Management* **80**, 1081-1090. doi:10.1002/jwmg.21103
- Weyland F, Baudry J, Ghersa CM (2014). Rolling Pampas agroecosystem: Which landscape attributes are relevant for determining bird distributions? *Revista Chilena de Historia Natural* **87**, 1-12. doi:10.1186/0717-6317-1-1
- White GC, Burnham KP (1999). Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* **46**, S120-S139. doi:10.1080/00063659909477239
- White R, Murray S, Rohweder M (2000). «Grassland Ecosystems». (World Resources Institute: Washington D.C)
- Willson MF, Morrison JL, Sieving KE, De Santo TL, Santisteban L, Díaz I (2001). Patterns of predation risk and survival of bird nests in a Chilean agricultural landscape. *Conservation*

- Biology* **15**, 447-456. doi:10.1046/j.1523-1739.2001.015002447.x
- Winter M, Faaborg J (1999). Patterns of Area Sensitivity in Grassland-Nesting Birds. *Conservation Biology* **13**, 1424-1436. doi:10.1046/j.1523-1739.1999.98430.x
- Winter M, Johnson DH, Shaffer JA (2005). Variability in vegetation effects on density and nesting success of grassland birds Ed Boal. *Journal of Wildlife Management* **69**, 185-197.
doi:10.2193/0022-541X(2005)069<0185:VIVEOD>2.0.CO;2
- Xiao H, Hu Y, Lang Z, Fang B, Guo W, Zhang Q, Pan X, Lu X (2017). How much do we know about the breeding biology of bird species in the world? *Journal of Avian Biology* **48**, 513-518.
doi:10.1111/jav.00934
- Zalba SM, Cozzani NC (2004). The impact of feral horses on grassland bird communities in Argentina. *Animal Conservation* **7**, 35-44. doi:10.1017/S1367943003001094
- Zotta Á (1940). Lista sobre el contenido estomacal de las aves argentinas. *Hornero* **7**, 402-411.

Anexo I

Tabla Anexa I. (continuación) Modelos de uso de hábitat que mejor ranquearon ($\Delta AICc < 2$ respecto del mejor modelo) para las especies de aves de pastizal detectadas en el Sistema de Tandilia durante la temporada reproductiva 2020-2021, y agrupadas según gremios tróficos. De cada modelo se muestran los nombres de los parámetros resumidos, sus $\Delta AICc$, y sus estimadores expresados como el valor \pm EE.

Modelo	$\Delta AICc$	Intercepto	Area Arboleda	Area Cultivo	Area Pastura	Area Pastizal	Dist Arroyo	Dist Asentamiento	Dist Arboleda	Dist Remanente	Area Remanente Cercano	Forma Remanente
GRANÍVORAS												
<i>Zonotrichia capensis</i>												
~1 ~ Pastura+DistArroyo+DistAsentam+DistArbol+DistRem	0,00	2,02 \pm 0,32			0,71 \pm 0,34		0,55 \pm 0,37	0,54 \pm 0,31	-0,74 \pm 0,32	-0,54 \pm 0,28		
~1 ~ Pastura+DistAsentam+DistArbol	0,13	1,92 \pm 0,30			0,48 \pm 0,30			0,57 \pm 0,31	-0,50 \pm 0,25			
~1 ~ DistAsentam+DistArbol	1,00	1,86 \pm 0,29						0,49 \pm 0,31	-0,58 \pm 0,25			
~1 ~ Pastura+DistArroyo+DistArbol+DistRem	1,38	1,94 \pm 0,30			0,62 \pm 0,35		0,59 \pm 0,37		-0,76 \pm 0,31	-0,55 \pm 0,28		
~1 ~ DistArbol	1,78	1,77 \pm 0,27							-0,56 \pm 0,24			
~1 ~ Pastura+DistAsentam+DistRem	1,93	1,88 \pm 0,29			0,78 \pm 0,33			0,54 \pm 0,28		-0,39 \pm 0,24		
~1 ~ 1	5,36	1,67 \pm 0,24										
OMNÍVORAS												
<i>Nothura maculosa</i>												
~1 ~ Pastura+DistAsentam+DistRem	0,00	1,56 \pm 0,33			0,87 \pm 0,40			0,56 \pm 0,30		-0,41 \pm 0,27		
~1 ~ 1	2,94	1,32 \pm 0,24										
<i>Rhynchotus rufescens</i>												
~1 ~ Pastura+DistAsentam+FormaRem	0,00	0,69 \pm 0,22			0,44 \pm 0,23			0,35 \pm 0,23				-0,59 \pm 0,21
~1 ~ Pastura+FormaRem	0,47	0,69 \pm 0,21			0,36 \pm 0,22							-0,54 \pm 0,20
~1 ~ Pastizal+DistAsentam+FormaRem	0,57	0,69 \pm 0,22				-0,40 \pm 0,23		0,36 \pm 0,24				-0,53 \pm 0,21
~1 ~ FormaRem	0,91	0,66 \pm 0,21										-0,54 \pm 0,20
~1 ~ 1	6,50	0,63 \pm 0,20										

Tabla Anexa I. (continuación) Modelos de uso de hábitat que mejor ranquearon ($\Delta AICc < 2$ respecto del mejor modelo) para las especies de aves de pastizal detectadas en el Sistema de Tandilia durante la temporada reproductiva 2020-2021, y agrupadas según gremios tróficos. De cada modelo se muestran los nombres de los parámetros resumidos, sus $\Delta AICc$, y sus estimadores expresados como el valor \pm EE.

Modelo	$\Delta AICc$	Intercepto	Area Arboleda	Area Cultivo	Area Pastura	Area Pastizal	Dist Arroyo	Dist Asentamiento	Dist Arboleda	Dist Remanente	Area Remanente Cercano	Forma Remanente
OMNÍVORAS												
<i>Embernagra platensis</i>												
~1 ~ Cultivo+DistArroyo+AreaRem+FormaRem	0,00	0,56 \pm 0,21		-0,57 \pm 0,23			-0,31 \pm 0,22				0,42 \pm 0,29	-0,51 \pm 0,26
~1 ~ Cultivo+AreaRem+FormaRem	0,09	0,56 \pm 0,21		-0,64 \pm 0,22							0,46 \pm 0,29	-0,52 \pm 0,26
~1 ~ Cultivo+DistArroyo	0,15	0,55 \pm 0,21		-0,55 \pm 0,22			-0,32 \pm 0,21					
~1 ~ Cultivo	0,50	0,55 \pm 0,21		-0,63 \pm 0,21								
~1 ~ 1	8,70	0,51 \pm 0,19										
INSECTÍVORAS												
<i>Anthus chacoensis</i>												
~1 ~ DistArroyo+DistAsentam+AreaRem+FormaRem	0,00	-1,50 \pm 0,56					1,40 \pm 0,7	2,37 \pm 1,3			-1,89 \pm 1,13	-0,86 \pm 0,73
~1 ~ DistArroyo+DistAsentam+AreaRem	0,14	-1,49 \pm 0,52					1,13 \pm 0,55	1,97 \pm 0,91			-2,00 \pm 0,89	
~1 ~ 1	20,29	-0,85 \pm 0,39										
<i>Anthus hellmayri</i>												
~1 ~ Pastizal+DistAsentam	0,00	-3,49 \pm 0,70				1,65 \pm 0,51		0,75 \pm 0,37				
~1 ~ Pastura+DistAsentam+DistRem	0,68	-15,66 \pm 49,10			-1,89 \pm 0,93			0,73 \pm 0,36		-23,34 \pm 91,32		
~1 ~ Pastizal+DistArroyo+AreaRem+FormaRem	1,15	-3,90 \pm 0,87				1,96 \pm 0,63	0,71 \pm 0,49				1,37 \pm 0,76	-1,27 \pm 1,11
~1 ~ Pastizal+AreaRem+FormaRem	1,37	-3,64 \pm 0,76				1,70 \pm 0,54					1,3 \pm 0,76	-1,43 \pm 1,12
~1 ~ Pastizal+DistArroyo+AreaRem	1,65	-3,67 \pm 0,79				1,92 \pm 0,60	0,8 \pm 0,48				0,62 \pm 0,33	
~1 ~ 1	24,11	-2,13 \pm 0,29										

Tabla Anexa I. (continuación Modelos de uso de hábitat que mejor ranquearon ($\Delta AICc < 2$ respecto del mejor modelo) para las especies de aves de pastizal detectadas en el Sistema de Tandilia durante la temporada reproductiva 2020-2021, y agrupadas según gremios tróficos. De cada modelo se muestran los nombres de los parámetros resumidos, sus $\Delta AICc$, y sus estimadores expresados como el valor \pm EE.

Modelo	$\Delta AICc$	Intercepto	Area Arboleda	Area Cultivo	Area Pastura	Area Pastizal	Dist Arroyo	Dist Asentamiento	Dist Arboleda	Dist Remanente	Area Remanente Cercano	Forma Remanente
INSECTÍVORAS												
<i>Hymenops perspicillatus</i>												
~1 ~ Cultivo+DistAsentam+DistArbol	0,00	-1,45 \pm 0,32		-0,45 \pm 0,31				0,46 \pm 0,26	-0,75 \pm 0,33			
~1 ~ DistAsentam+DistArbol	0,17	-1,38 \pm 0,31						0,48 \pm 0,25	-0,79 \pm 0,33			
~1 ~ Cultivo+DistArbol	1,44	-1,41 \pm 0,32		-0,48 \pm 0,31					-0,79 \pm 0,33			
~1 ~ 1	8,94	-1,16 \pm 0,27										
<i>Cistothorus platensis</i>												
~1 ~ Arboleda+DistArroyo+DistArbol+DistRem	0,00	-4,89 \pm 1,79	-4,68 \pm 3,35				0,23 \pm 0,45		-0,37 \pm 0,39	-4,67 \pm 2,37		
~1 ~ 1	14,85	-1,55 \pm 0,29										
<i>Polystictus pectoralis</i>												
~1 ~ Pastura+DistArbol	0,00	3,25 \pm 2,22			-2,94 \pm 1,44				3,58 \pm 2,18			
~1 ~ 1	4,12	-0,38 \pm 0,43										
<i>Leistes loyca</i>												
~1 ~ Arboleda+DistArbol+DistRem+AreaRem+FormaRem	0,00	-0,08 \pm 0,32	-1,11 \pm 0,46						-0,84 \pm 0,36	-1,69 \pm 0,61	0,63 \pm 0,39	-0,92 \pm 0,36
~1 ~ Arboleda+DistArbol+DistRem+FormaRem	1,05	-0,09 \pm 0,33	-1,07 \pm 0,45						-1,01 \pm 0,37	-2,01 \pm 0,66		-0,63 \pm 0,32
~1 ~ 1	30,67	0,26 \pm 0,23										

Tabla Anexa I. (continuación) Modelos de uso de hábitat que mejor ranquearon ($\Delta AICc < 2$ respecto del mejor modelo) para las especies de aves de pastizal detectadas en el Sistema de Tandilia durante la temporada reproductiva 2020-2021, y agrupadas según gremios tróficos. De cada modelo se muestran los nombres de los parámetros resumidos, sus $\Delta AICc$, y sus estimadores expresados como el valor \pm EE.

Modelo	$\Delta AICc$	Intercepto	Area Arboleda	Area Cultivo	Area Pastura	Area Pastizal	Dist Arroyo	Dist Asentamiento	Dist Arboleda	Dist Remanente	Area Remanente Cercano	Forma Remanente
<u>INSECTÍVORAS</u>												
<i>Leistes superciliaris</i>												
~1 ~ Pastizal+DistArroyo+DistRem	0,00	-0,20 \pm 0,29				-0,7 \pm 0,32	0,67 \pm 0,26			-0,54 \pm 0,35		
~1 ~ Pastizal+DistArroyo+FormaRem	0,70	-0,21 \pm 0,28				-0,38 \pm 0,26	0,57 \pm 0,26					-0,37 \pm 0,26
~1 ~ Pastizal+DistArroyo	0,78	-0,18 \pm 0,29				-0,42 \pm 0,26	0,60 \pm 0,26					
~1 ~ DistArroyo+FormaRem	0,92	-0,23 \pm 0,27					0,59 \pm 0,25					-0,41 \pm 0,25
~1 ~ Cultivo+DistArroyo	1,00	-0,19 \pm 0,28		0,42 \pm 0,27			0,53 \pm 0,26					
~1 ~ DistArroyo+AreaRem	1,65	-0,21 \pm 0,27					0,58 \pm 0,25				-0,35 \pm 0,25	
~1 ~ DistArroyo	1,71	-0,20 \pm 0,27					0,62 \pm 0,24					
~1 ~ 1	7,61	-0,14 \pm 0,27										